

# VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN MONISTESARJA

**Nro 622**

**NITRAATIN ESIINTYMINEN POHJAVESISSÄ JA  
SEN POISTOMAHDOLLISUUDET**

**Satu Lehtikangas  
Hanna Sandqvist  
Esko Lakso**



# **VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN MONISTESARJA**

**Nro 622**

## **NITRAATIN ESIINTYMINEN POHJAVESISSÄ JA SEN POISTOMAHDOLLISUUDET**

**Satu Lehtikangas  
Hanna Sandqvist  
Esko Lakso**

---

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

Julkaisua saa vesi- ja ympäristöhallituksen kuntatoimistosta  
Puh. (90)69511

ISBN 951-53-0048-7  
ISSN 0783-3288

Painopaikka: Vesi- ja ympäristöhallituksen monistamo, Helsinki 1995



Julkaisija  
Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämäärä  
Helmikuu 1995

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)  
Satu Lehtikangas, Hanna Sandqvist ja Esko Lakso

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)  
Nitraatin esiintyminen pohjavesissä ja sen poistomahdollisuudet

Julkaisun laji  
Kirjallisuusselvitys

Toimeksiantaja

Toimielimen asettamispyynti

#### Julkaisun osat

##### Tiivistelmä

Suomessa pohjaveden osuus yhdyskuntien vedenhankinnasta on tällä hetkellä 55 %. Vuoteen 2010 mennessä arvioidaan pohjaveden osuuden vesilaitosten jakamasta vedestä nousevan 70 %:iin. Ihmistoimintojen seurauksena pohjaveteen pääsee lika-aineita, jotka huonontavat veden laatua ja voivat rajoittaa tai kokonaan estää sen käytön talousvesitarkoituksiin. Pohjaveden korkeiden nitraattipitoisuuksien pääsyy on maatalous.

Nitraatti ja nitriitti on luokiteltu terveydelle haitallisiksi aineiksi. Nitraatti voi pelkistyä ihmisen kehossa nitriitiksi, joka sitoutuu veren hemoglobiniin estäen sen toiminnan hapen kuljettajana. Terveystieteiden vaikutusten perusteella on sosiaali- ja terveysministeriö asettanut nitraatin ( $\text{NO}_3^-$ ) enimmäispitoisuudeksi talousvedessä 25 mg/l ja nitriitin ( $\text{NO}_2^-$ ) enimmäispitoisuudeksi 0,1 mg/l.

Suomessa pohjavesien keskimääräinen nitraattitaso on huomattavasti sosiaali- ja terveysministeriön asettamaa enimmäispitoisuutta alhaisempi. Korkeita pitoisuuksia kaivovedessä kuitenkin esiintyy erityisesti haja-asutusalueilla, joilla harjoitetaan tehokasta maataloutta. Vesilaitoksilla korkeat nitraattipitoisuudet aiheuttavat harvemmin ongelmia, mutta joitakin yksittäisiä ottamoita on kuitenkin jouduttu sulkemaan tämän syyn takia. Maatalouden lisäksi on myös muita toimintoja, joilla on todettu olevan vaikutusta pohjaveden nitraattipitoisuuden kohoamiseen. Näitä ovat mm. turkistarhat, lentokentät sekä kaatopaikat.

Pohjaveden korkeat nitraattipitoisuudet ovat suhteellisen laaja ongelma mm. Keski-Euroopassa, jossa on tämän johdosta jouduttu jo pitkään panostamaan asian tutkimiseen ja erillisten nitraatin poistomenetelmien kehittämiseen. Suomessa ei tietyllä aikavälillä ole tarvinnut turvautua nitraatin poistamiseen, eikä näiden menetelmien soveltumista Suomen oloihin ole siksi vielä koelaitoksissa tutkittu. Tulevaisuudessa voidaan kuitenkin joutua tilanteeseen, jossa vedenhankinnan kannalta ei ole muuta järkevää vaihtoehtoa, kuin alentaa veden nitraattipitoisuutta puhdistustoimenpitein. Ulkomailla nitraatin poistossa on käytetty pääasiassa neljää menetelmää. Biologisia menetelmiä käyttökelpoinen nitraatin poistossa on denitrifikaatio. Ioninvaihto, käänteisosmoosi ja elektrodialyysi taas ovat luonteeltaan fysikaalis-kemiallisia. Koska erilliset nitraatin poistomenetelmät ovat suhteellisen kalliita, olisi edelleen pyrittävä erilaisten maa-alueiden käyttörajoitusten ja pohjaveden suojelutoimenpiteiden avulla estämään haitalliset muutokset pohjaveden laadussa.

##### Asiasanat (avainsanat)

Pohjavesi, nitraatti, vesilaitokset, pohjaveden likaantuminen, nitraatin poisto, denitrifikaatio, ioninvaihto, käänteisosmoosi, elektrodialyysi

##### Muut tiedot

##### Sarjan nimi ja numero

Vesi- ja ympäristöhallituksen  
monistesarja nro 622

##### ISBN

951-53-0048-7

##### ISSN

0783-3288

##### Kokonaissivumäärä

84

##### Kieli

Suomi

##### Hinta

36,60 mk

##### Luottamuksellisuus

Julkinen

##### Jakaja

Vesi- ja ympäristöhallitus, kuntatoimisto  
PL 250, 00101 HELSINKI  
puh. (90) 69511, fax (90) 6951 311

##### Kustantaja

Vesi- ja ympäristöhallitus  
PL 250, 00101 HELSINKI

Utgivare  
Vatten- och miljöstyrelsen

Utgivningsdatum  
Februari 1995

Författare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)  
Satu Lehtikangas, Hanna Sandqvist och Esko Lakso

Publikation (även den finska titeln)  
Nitrats förekomst i grundvatten och dess avlägsningsmöjligheter

Typ av publikation  
Litteraturutredning

Uppdragsgivare

Datum för tillsättandet av organet

Publikationens delar

#### Referat

I Finland är grundvattnets andel nu 55 % av samhällets vattenanskaffning. Innan år 2010 beräknas denna användning av grundvattnet stiga till 70 %. Som en följd av människans aktiviteter hamnar främmande ämnen i grundvattnet och dessa försämrar vattnets kvalitet och kan begränsa eller helt hindra vattnets användning i hushållsbruk. Jordbruket är huvudorsaken till höga nitrathalter i grundvattnet.

Nitratet och nitritet har klassificerats som farliga ämnen för hälsan. Nitratet kan i människokroppen reduceras till nitrit som binder sig till hemoglobinet i blodet och hindrar dess förmåga att transportera syre. På grund av detta hälsoinverkan har social- och hälsovårdsministeriet utfärdat nitrats (NO<sub>3</sub>) maximihalt i hushållsvattnet till 25 mg/l och nitrits (NO<sub>2</sub>) maximihalt till 0,1 mg/l.

I Finland är grundvattnets medeltaliga nitrathalt betydligt lägre än den maximihalt som social- och hälsovårdsministeriet har utfärdat. Höga halter i brunnsvattnet förekommer ändå särskilt i glesbygder där effektiv jordbruk bedrivs. Höga nitrathalter orsakar mera sällan problem i vattenverk, men på grund av detta har man dock varit tvungna att stänga några enskilda brunnar. Förutom jordbruk finns det också andra aktiviteter som har konstaterats orsaka höjning av nitrathalterna i grundvattnet. Dessa är bl.a. pälsskogar, flygfält, avstjälningspaltser samt marktäkt.

Höga nitrathalter i grundvattnet är också ett relativt stort problem bl.a. i Mellaneuropa, där man på grund av detta redan länge har varit tvungna att satsa på undersökning av problemet och på utveckling av olika metoder för att avlägsna nitraten. I Finland har det veterligen åtminstone inte ännu varit nödvändigt att anlita avlägsnande av nitrat, och således har anpassningen av dessa metoder i finska förhållanden inte ännu undersökts i provanläggningar. I framtiden kan vi dock hamna i en sådan situation, att en minskning av vattnets nitrathalt med reningsåtgärder är det enda förnuftiga alternativet ur vattenanskaffningens synpunkt. Utomlands har man använt i huvudsak fyra metoder vid avlägsnande av nitrat. Av de biologiska metoderna är denitrifikation användbar vid avlägsnande av nitrat. Jonbyte och elektrodialys hör däremot till de fysikalisk-kemiska metoderna. Eftersom enskilda metoder att avlägsna nitrat är relativt dyra, borde man i första hand för att hindra skadliga förändringar i grundvattnets kvalitet, fortfarande sträva till att begränsa användningen av olika jordområden och att skydda grundvattnet.

#### Sakord (nyckelord)

Grundvatten, nitrat, vattenverk, förorening av grundvatten, avlägsnande av nitrat, denitrifikation, jonbyte, omvänd osmos, elektrodialys

#### Övriga uppgifter

Seriens namn och nummer  
Vatten- och miljöstyrelsens  
duplikatserie nr 622

ISBN  
951-53-0048-7

ISSN  
0783-3288

Sidantal  
84

Språk  
Finska

Pris  
36,60 mk

Sekretessgrad  
Offentlig

Distribution  
Vatten- och miljöstyrelsen, kommunbyrån  
PB 250, 00101 HELSINGFORS  
tel. (90) 69511, fax 6951 311

Förlag  
Vatten- och miljöstyrelsen  
PB 250, 00101 HELSINGFORS

*Published by*  
National Board of Waters and the Environment

*Date of publication*  
February 1995

*Author(s)*  
Satu Lehtikangas, Hanna Sandqvist and Esko Lakso

*Title of publication*  
The Occurrence of Nitrate in Groundwater and the Suitable Removal Processes

*Type of publication*  
Study of literature

*Commissioned by*

*Parts of publication*

#### *Abstract*

At present, the proportion of groundwater in municipal water supply in Finland is 55 percent. It is estimated that by the year 2010 this proportion will rise to 70 percent. Due to human activities, there are impurities in groundwater which impair the quality of water thus either limiting or totally preventing its use in households. The primary cause for high nitrate content of groundwater is agriculture.

Nitrate and nitrite have been classified as hazardous to health. In a human body, nitrate can reduce to nitrite, which binds to hemoglobin in the blood and prevents it from carrying oxygen. On the basis of this health effect, the Ministry of Social Affairs and Health has set the maximum concentration of nitrate ( $\text{NO}_3$ ) at 25 mg/l and of nitrite ( $\text{NO}_2$ ) at 0,1 mg/l in domestic water.

The average nitrate content of groundwater in Finland is noticeably lower than the maximum content set by the Ministry of Social Affairs and Health. However, high amounts do occur especially in well waters in areas of scattered settlement where there is intensive farming. The high concentration of nitrate is rarely a problem in water supply plants but individual wells have been shut down. Besides agriculture, there are other activities which increase the nitrate content of groundwater. These are, among others, fur farming, airports and refuse dumps.

The high nitrate content of groundwater is a relatively large problem in Central Europe where this has long been a cause for research and development of separate removal processes. There is no information that any need to remove nitrate has as yet occurred in Finland, and therefore the suitability of these processes to the conditions in Finland has not been researched in pilot units. However, in the future there may be a need to lower the nitrate content by purification processes in order to ensure a sensible alternative in water supply. Abroad mainly four processes have been used to remove nitrate. A usable biological process is denitrification. Ion exchange, reverse osmosis and electrodialysis are physical-chemical processes. Because separate removal processes for nitrate are fairly expensive, it would be wise to further restrict the use of different kinds of land areas and by protective measures prevent any harmful changes in the quality of groundwater.

#### *Keywords*

Ground water, nitrate, water supply, ground water pollution, nitrate removal, denitrification, ion exchange, reverse osmosis, electrodialysis

#### *Other information*

*Series (key title and no.)*  
Mimeograph Series of the National Board of Waters and the Environment no 622

*ISBN*  
951-53-0048-7

*ISSN*  
0783-3288

*Pages*  
84

*Language*  
Finnish

*Price*  
36,60 FIM

*Confidentiality*  
Public

*Distributed by*  
National Board of Waters and the Environment,  
Municipal Water Supply and Waste Water Office  
P.O.Box 250, FIN-00101 HELSINKI, FINLAND

*Publisher*  
National Board of Waters and the Environment  
P.O.Box 250, FIN-00101 HELSINKI, FINLAND

## ALKUSANAT

Tämä työ on tehty Oulun yliopistossa rakentamistekniikan osastolla vesi- ja ympäristöhallituksen toimeksiannosta. Tekn.yo Hanna Sandqvist on selvittänyt pohjaveden kohonneiden nitraattipitoisuuksien esiintymistä sekä niiden aiheuttajia pohjavedenottamoilla. Pohjavedenottamoiden nitraattitilanteen kartoittamisessa käytetty aineisto on saatu vesi- ja ympäristöhallituksen vesilaitosrekisteristä sekä vesi- ja ympäristöpiireille tehdyn kyselyn avulla.

Tekn.yo Satu Lehtikangas on ulkomaalaisen kirjallisuuden avulla selvittänyt Suomen oloihin mahdollisesti soveltuvia nitraatinpoistomenetelmiä. Nitraatinpoistoa ei ole meillä vielä käytetty juomaveden käsittelymenetelmänä. Tästä syystä asiaan liittyvää suomenkielistä tietoa oli saatavilla hyvin vähän.

Työn ohjaajana on toiminut apulaisprofessori Esko Lakso. Lisäksi työn ohjaamiseen ovat osallistuneet hydrogeologi Tuomo Hatva ja toimistopäällikkö Antti Jokela vesi- ja ympäristöhallituksesta.

Kiitämme vesi- ja ympäristöpiirien vesihuoltoinsinöörejä, jotka toimittivat tietoja alueensa pohjavedenottamoiden nitraattitilanteesta. Haluamme kiittää myös Tuomo Syrjästä, Ritva Britschgiä ja Marke Kaukosta vesi- ja ympäristöhallituksesta sekä Oulun yliopiston rakentamistekniikan osaston vesilaboratorion henkilökuntaa saamastamme kannustuksesta ja tuesta.

Oulussa, tammikuussa 1995

Satu Lehtikangas

Hanna Sandqvist

Esko Lakso

# SISÄLLYS

ALKUSANAT .....	6
1 JOHDANTO .....	9
2 POHJAVESIALUEET JA NIIDEN SUOJELU .....	10
2.1 Pohjavesialueet .....	10
2.2 Pohjaveden suojelu ja valvonta .....	12
2.2.1 Pohjavesialueiden suojelu .....	12
2.2.2 Vedenlaadun valvonta .....	15
3 TYPPIYHDISTEET JA POHJAVESI .....	16
3.1 Typen kiertokulku luonnossa .....	16
3.2 Typpiyhdisteiden terveydelliset vaikutukset .....	19
4 POHJAVEDEN KOHONNEIDEN TYPPIPITOISUUKSIEN SYYT .....	19
4.1 Peltojen lannoitus .....	20
4.1.1 Maalajin vaikutus typen huuhtoutumiseen .....	20
4.1.2 Lannoitus .....	20
4.1.3 Viljelykasvin vaikutus typen huuhtoutumiseen .....	23
4.1.4 Typpihaittojen vähentäminen maataloudessa .....	24
4.2 Maatalouden tuotantorakennukset .....	25
4.3 Turkistarhat .....	26
4.4 Lentokentät .....	28
4.5 Kaatopaikat ja jätevedet .....	30
4.6 Maa-aineksen otto .....	31
4.7 Muut syyt .....	32
4.7.1 Taimitarhat .....	32
4.7.2 Golfkentät .....	33
5 AIKAISEMPIA SELVITYKSIÄ POHJAVESIEN TYPPIPITOISUUKSISTA .....	34
5.1 Valtakunnallinen kaivovesitutkimus .....	34
5.2 Suomen pohjavesien hydrokemiallinen kartoitus .....	35
5.3 Tutkimus peltolannoituksen vaikutuksesta pohjaveden laatuun Rengon maanviljelysalueella .....	36
5.4 Esiselvitys kohonneiden nitraattipitoisuuksien esiintymisestä pohjavesissä .....	37
5.5 Typpiyhdisteet maatalousalueiden kaivovesissä .....	37
5.6 Haja-asutuksen vedenhankinnan kehittäminen -projekti .....	38
5.7 Maaningan Halolan lysimetrikenttä .....	38
6 POHJAVESIEN KOHONNEIDEN NITRAATTIPITOISUUKSIEN ESIINTYMINEN .....	39
6.1 Aineiston hankinta .....	39
6.2 Saadut tulokset .....	40
7 NITRAATIN POISTOMENETELMÄT .....	43
7.1 Yleistä .....	43
7.2 Denitrifikaatio .....	44

7.2.1	Yleistä.....	44
7.2.2	Biologiset prosessit .....	45
7.2.3	Denitrifikaatioon vaikuttavat tekijät.....	46
7.2.4	Denitrifikaatioreaktorit .....	47
7.2.5	Jälkikäsittely.....	50
7.2.6	In-situ menetelmät.....	50
7.2.7	Kustannukset .....	51
7.2.8	Soveltuvuus .....	52
7.2.9	Käyttöesimerkkejä.....	52
7.3	Ioninvaihto .....	53
7.3.1	Yleistä.....	53
7.3.2	Ioninvaihtoprosessi.....	54
7.3.3	Nitraatin poisto ioninvaihdolla .....	55
7.3.4	Veden laadun vaikutus nitraatin poistoon.....	56
7.3.5	Regeneraatio .....	57
7.3.6	Kustannukset .....	58
7.3.7	Soveltuvuus .....	59
7.3.8	Käyttöesimerkkejä.....	60
7.4	Käänteisosmoosi .....	60
7.4.1	Yleistä.....	60
7.4.2	Käänteisosmoosin kehitys.....	61
7.4.3	Käänteisosmoosissa käytettävät kalvot .....	61
7.4.4	Käänteisosmoosilaitteistot .....	63
7.4.5	Käänteisosmoosiprosessi .....	65
7.4.6	Kustannukset .....	67
7.4.7	Soveltuvuus .....	67
7.5	Elektrodialyysi .....	68
7.5.1	Yleistä.....	68
7.5.2	Elektrodialyysin kehitys.....	69
7.5.3	Elektrodialyysissä käytettävät kalvot .....	69
7.5.4	Elektrodialyysilaitteisto .....	70
7.5.5	Elektrodialyysiprosessi .....	71
7.5.6	Kustannukset .....	72
7.5.7	Soveltuvuus .....	72
8	YHTEENVETO .....	73
8.1	Selvityksen lähtökohta.....	73
8.2	Nitraatin esiintyminen pohjavesissä .....	73
8.3	Nitraatin poistomahdollisuudet pohjavedestä .....	75
KIRJALLISUUS.....		77

# 1 JOHDANTO

Pohjavedet soveltuvat laatunsa ja suojattavuutensa takia paremmin vesilaitosten raakavedeksi kuin pintavedet. Ne ovat yleensä tasalaatuisia, hygieenisesti moitteettomia ja pehmeitä vesiä.

Pohjaveden käyttö on tasaisesti lisääntynyt viimeisten vuosikymmenien aikana. Vuoden 1993 lopussa yhdyskuntien vedenhankinnassa pohjaveden osuus oli 55 %, josta tekopohjavettä oli noin 10 %. Tarkasteltaessa vedenottamoiden lukumäärää pohjaveden merkitys korostuu, sillä lähes 90 % ottamoista on pohjavedenottoja. Tämän lisäksi haja- ja loma-asutuksen vesihuolto sekä kriisiajan varalle rakennettavat vedenottamot perustuvat lähes kokonaan pohjaveden käyttöön. Vuoteen 2010 mennessä pohjaveden ja tekopohjaveden osuuden on arvioitu nousevan yhdyskuntien vedenhankinnassa 70 %:iin.

Suomessa pohjaveden keskimääräinen nitraattitaso on huomattavasti sosiaali- ja terveysministeriön asettamia enimmäispitoisuuksia alhaisempi. Mutta korkeitakin nitraattipitoisuuksia esiintyy etenkin haja-asutuksen kaivovesissä alueilla, joilla on tehokasta maanviljelyä. Vesilaitoksilla korkeat nitraattipitoisuudet aiheuttavat harvoin ongelmia. Eräillä pohjavedenottoamoilla nitraattipitoisuuksien on todettu kuitenkin kohonneen ja joitakin pohjavesialueita on jouduttu poistamaan tämän vuoksi vedenhankintakäytöstä.

Pohjaveden korkea nitraattipitoisuus aiheuttaa ongelmia useissa Keski-Euroopan maissa ja on nykyään merkittävimpiä pohjaveden likaantumisen aiheuttamia laatumuutoksia. Nitraattipitoisuuden 50 mg/l ylittävää vettä arvioidaan juovan Ranskassa 800 000 ihmistä, Saksassa 2,5 miljoonaa ja Iso-Britanniassa 850 000 ihmistä. Tanskassa juomaveden keskimääräinen nitraattipitoisuus on kolminkertaistunut 30 vuodessa. Myös Etelä-Ruotsissa kaivovesien on melko yleisesti todettu sisältävän haitallisen paljon nitraattia.

Pohjavesialueet ovat Suomessa pienialaisia ja matalia verrattuna Keski-Euroopan olosuhteisiin. Ilmastollisilla ja geologisilla tekijöillä on myös suuri vaikutus nitraatin huuhtoutumiseen. Pitkään roudassa oleva maa lisää pintavaluntaa ja vähentää maaperän läpi tapahtuvaa huuhtoutumista. Pohjavesialueet ovat useimmiten karkearakeista hiekkaa ja soraa, jotka eivät yleensä sovellu peltoviljelyyn. Lisäksi lannoitus on meillä vähäisempää kuin Keski-Euroopassa. Edellä mainituista seikoista johtuen kohonneet nitraattipitoisuudet ovat huomattavasti vähäisempi ongelma meillä kuin monissa Keski-Euroopan maissa.

Erilaiset maa-alueiden käyttörajoitukset ja pohjaveden suojelutoimet ovat tärkeitä ennalta ehkäiseviä toimenpiteitä. Kuitenkin jo likaantumaan päässeessä pohjaveden nitraattipitoisuuksien alentaminen pelkillä suojelutoimilla vie kohtuuttoman kauan. Tällöin vedenhankinnan turvaamiseksi voidaan joutua turvautumaan erilaisiin käsittelymenetelmiin liian korkeiden nitraattipitoisuuksien alentamiseksi.

Koska pohjaveden kohonneet nitraattipitoisuudet ovat muodostuneet suhteellisen laajaksi ongelmaksi mm. Keski-Euroopassa, on siellä jo pitkään jouduttu käyttämään erillisiä nitraatin poistomenetelmiä. Alan tutkimus onkin siellä melko pitkälle kehittynyttä. Meillä Suomessa erillistä nitraatinpoistoa ei ole tiettävästi vielä käytetty juomaveden käsittelymenetelmänä. Tulevaisuudessa kuitenkin näiden menetelmien

käyttöönotto voi olla välttämätöntä, jos vedenhankinnalle tärkeillä pohjavesialueilla esiintyy terveydelliset laatuvaatimukset ylittäviä nitraattipitoisuuksia eikä vaihtoehtoisia vesilähteitä ole käytettävissä. Tähän mennessä nitraatin poistomenetelmien käyttö on voitu välttää mm. sekoittamalla eri lähteistä otettuja vesijakeita niin, että on saatu käyttökelpoista, määräykset täyttävää vettä.

Juomavedessä olevan nitraatin poisto voidaan suorittaa joko fysikaalis-kemiallisia tai biologisia prosesseja käyttäen. Fysikaalis-kemiallisista menetelmistä tulevat nitraatin poistossa kyseeseen ioninvaihto, käänteisosmoosi ja elektrodialyysi. Biologisista menetelmistä käytetään denitrifikaatiota. Ulkomailla saatujen kokemusten perusteella nitraatin poistaminen on yleensä suhteellisen kallis toimenpide. Tästä syystä pohjaveden suojelutoimenpiteet ovat erityisen tärkeitä.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli kartoittaa pohjavesien kohonneiden nitraattipitoisuuksien esiintymistä pohjavedenottamoilla sekä selvittää nitraatinpoistomenetelmiä, jotka mahdollisesti soveltuisivat Suomen olosuhteisiin. Käsittelymenetelmien selvittäminen perustui lähes kokonaan asiaan liittyvään ulkomaalaiseen kirjallisuuteen. Kohonneiden nitraattipitoisuuksien kartoituksella ei pyritty keräämään ottamokohtaisia pitoisuuksia, vaan määrittämään Suomessa esiintyvän nitraattiongelman suuruusluokkaa.

## 2 POHJAVESIALUEET JA NIIDEN SUOJELU

### 2.1 Pohjavesialueet

Pohjaveden käyttö vedenhankinnassa on lisääntynyt nopeasti 1970-luvulta lähtien. Samalla ovat pohjavesiä vaarantavat toiminnot ja pohjaveden suojelun tarve lisääntyneet. Entistä tärkeämpänä pidetään vielä käyttöönnottomien pohjavesialueiden säilyttämistä likaantumattomina tulevaisuuden vedenhankintaa varten.

Vesi- ja ympäristöhallinto on aloittanut vuonna 1988 yhdyskuntien ja haja-asutuksen vedenhankintaan soveltuvien pohjavesialueiden ja pohjavettä uhkaavien vaaratekijöiden kartoituksen. Pohjavesialueet on luokiteltu käyttökelpoisuutensa ja suojelutarpeensa mukaan kolmeen luokkaan. Luokittelu on tehty yhteistyössä kuntien ja seutukaavaliittojen kanssa. Aikaisemmin maamme pohjavesialueista on tyydyttävällä tarkkuudella kartoitettu vain yhdyskuntien vedenhankinnalle tärkeät pohjavesialueet, jotka edustavat 30 - 40 % vedenhankintaan soveltuvista pohjavesivaroista.

Pohjavesialueiden luokituksen ja kartoituksen tavoitteena on lisätä tietoa pohjavesialueiden sijainnista ja hydrogeologisista olosuhteista, käyttökelpoisuudesta ja pohjaveden laadusta sekä pohjavettä uhkaavista vaaratekijöistä. Luokituksen avulla pyritään turvaamaan yhdyskuntien vedensaanti, kehittämään haja-asutuksen vedenhankintaa sekä helpottamaan ja täsmentämään pohjavesialueiden valvontaa ja maankäyttöä. Lähtökohtana luokitusta laadittaessa ovat olleet aikaisempi vedenhankintaa varten 1970- ja 80-luvuilla tehty tärkeiden pohjavesialueiden kartoitus,



vedenhankinnan yleiset tavoitteet, pohjaveden suojelutarve ja pohjavesialueiden huomioon ottaminen eriasteisissa kaavoissa (Britschgi ym. 1993).

Pohjavesialue käsittää niin sanotun varsinaisen pohjaveden muodostumisalueen, missä maaperän vertikaalinen vedenläpäisevyys on hyvä, sekä sen ympärillä olevan reunavyöhykkeen. Pohjaveden muodostumisalueeseen lasketaan kuuluvaksi myös niihin välittömästi liittyvät kallio- ja moreenialueet, jotka oleellisesti lisäävät muodostuman pohjaveden määrää.

Pohjavesialueiden kartoitus käsittää lähinnä sellaiset muodostumat, joista on mahdollista saada vedenhankintaan käyttökelpoista pohjavettä. Kartoitetut pohjavesialueet luokitellaan käyttökelpoisuutensa ja suojelutarpeensa mukaan seuraaviin pääluokkiin:

- I Vedenhankintaa varten tärkeä pohjavesialue
- II Vedenhankintaan soveltuva pohjavesialue
- III Muu pohjavesialue

**I Vedenhankintaa varten tärkeä pohjavesialue.** Alue, jonka pohjavettä käytetään tai tullaan käyttämään 20 - 30 vuoden kuluessa tai muutoin tarvitaan esimerkiksi kriisiajan vedenhankintaa varten liittyjä määrältään vähintään 10 asuinhuoneiston vesilaitoksessa tai hyvää vettä vaativassa teollisuudessa. Erityisin perustein pienempiäkin vedenottamoita voidaan merkitä tähän luokkaan kuuluviksi. Luokkaan I kuuluva alue voi käsittää koko pohjavesialueen tai vedenhankinnan kannalta tarpeelliset osa-alueet.

Vedenhankintaa varten tärkeillä pohjavesialueilla suojelutarve on yleensä suuri jo siitä syystä, että alueen käyttötarve vedenhankinnan kannalta on tiedossa. Vesilaki asettaa alueen suojelulle tiukat vaatimukset. Tarvittavat suojelutoimenpiteet määritellään tapauskohtaisesti.

**II Vedenhankintaan soveltuva pohjavesialue.** Alue, joka soveltuu yhteisvedenhankintaan, mutta jolle ei toistaiseksi ole osoitettavissa käyttöä yhdyskuntien, haja-asutuksen tai muussa vedenhankinnassa. Luokkaan II kuuluva alue käsittää yhtenäisen pohjavesialueen tai suojelun kannalta tarpeelliset osa-alueet. Vesilaki rinnastaa vedenhankintaan soveltuvan pohjavesialueen vedenhankintaa varten tärkeään pohjavesialueeseen.

**III Muu pohjavesialue.** Alue, jonka hyödyntämiskelpoisuuden arviointi vaatii lisätutkimuksia vedensaantiedellytysten, veden laadun tai likaantumisen tai muuttumishan selvittämiseksi. Luokassa III noudatetaan vesilain mukaisia säännöksiä ja välillisesti myös muita pohjaveden suojelua koskevia säännöksiä. Vedenhankintaan soveltumattomaksi todetun pohjavesialueen suojelutarve rajoittuu mahdollisen yksityisen vedenhankintaintressin turvaamiseen (Britschgi ym. 1993).

Luokiteltuja pohjavesialueita on kaikkiaan yli 6 000 kappaletta. Niiden sijaintiselvitys valmistui vuoden 1994 lopussa. Myöhemmin tehdään erityisesti II- ja III-luokkaan kuuluvien pohjavesialuiden osalta lisätutkimuksia, joilla selvitetään vedensaantimahdollisuus pohjavesialueelta sekä veden laatu.

Käsitettä vedenhankintaa varten tärkeä pohjavesialue on laajennettu koskemaan myös osaa haja-asutuksen yhteisvedenhankintaan tarvittavista pohjavesialueista. Vanhan määritelmän mukaan tärkeisiin pohjavesialueisiin kuuluvat pääasiassa sellaiset alueet, joiden pohjavettä käytetään liittyjämäärältään yli 200 henkilöä käsittävissä vesilaitoksessa. Uuden määritelmän mukaan pohjavesialue on vedenhankintaa varten tärkeä, jos vettä käytetään vähintään 10 asuinhuoneiston yhteiseen vedenhankintaan. Erityisin perustein voidaan pienempiäkin vedenottamoita merkitä tähän luokkaan kuuluviksi.

Pohjavesialueiden kartoitustyö on tehty pääasiassa kartta- ja maastotarkastelun perusteella. Pohjavesialueista on laadittu luettelo, joka tarkistetaan viiden vuoden välein. Tällöin pohjavesialueita voidaan siirtää käyttöönoton tai uusien tutkimustulosten perusteella luokasta toiseen. Muutoksia joudutaan tekemään erityisesti alueilla, missä vedenhankintasuunnitelmien laatiminen on kesken.

Pohjavesivarojen kartoitus ja luokittelu luo edellytykset kuntakohtaisten vedenhankinnan kehittämissuunnitelmien laatimiselle. Pääasiassa pohjaveden käyttöön perustuvien kehittämissuunnitelmien tavoitteena on yhdyskuntien ja kriisiajan vedensaannin turvaaminen sekä haja-asutuksen vedenhankinnan kehittäminen (Britschgi ym. 1993).

## 2.2 Pohjavesialueiden suojeleminen ja valvonta

### 2.2.1 Pohjavesialueiden suojeleminen

Pohjavesien suojeleminen pyritään turvaamaan maamme pohjavesivarojen säilyminen käyttökelpoisena rajoittamatta kuitenkaan tarpeettomasti muita maankäyttömuotoja pohjavesialueella. Tämä edellyttää sekä suunnitelmallisuutta että riittäviä perustietoja pohjavesialueista sekä niillä suoritettavista pohjavesiä muuttavista tai pilaavista toiminnoista.

Pohjaveden suojeleminen voidaan jakaa ennalta estäviin ja korjaaviin toimenpiteisiin. Pääpaino tulee ehdottomasti olla ensinmainittujen puolella, jos niissä onnistutaan hyvin, ei korjaavia toimenpiteitä tarvita. Pohjavesivaurioiden korjaaminen on yleensä vaikeaa ja kallista. Laajamittaisissa pohjavesien pilaantumistapauksissa se on usein mahdotonta. Vauriot pyritään estämään ohjaamalla pohjavesien pilaantumisen- tai muuttumisriskiä aiheuttavat laitokset ja toiminnot pohjavesialueiden ulkopuolelle tai, ellei tämä ole käytännössä mahdollista, ainakin minimoimaan riskit rakenteellisin suojatoimenpitein ja toiminnallisilla rajoituksilla. Ennakolta suojaavien toimenpiteiden suunnittelu alkaa pohjavesiolojen perusteellisesta, alueellisesta kartoituksesta sekä toisaalta vedentarpeen kehityksen arvioinnista.

Koska kaikkea pohjavettä ei voida hyödyntää ja suojella, on ihmisen toiminnan vaikutusta pohjavesiin tarkasteltava ennenkaikkea hyödyntämiskelpoisten pohjavesivarojen osalta. Tällöin ensisijaiseksi kohderyhmäksi muodostuvat harjujen tai vastaavien hiekkamuodostumien pohjavedet. Alueilla, joilla vesihuollon kehittäminen on vielä kesken, saattaa käyttötarve jonkin pohjavesiesiintymän osalta ilmetä vasta myöhemmin. Tästä syystä suojeleminen on kohdistettava myös sellaisiin

pohjavesiesiintymiin, jotka laadun ja antoisuuden puolesta soveltuvat hyvin vedenhankintaan ja joiden käyttö tulevaisuudessa saattaisi olla mahdollista. Voimakkaasti pohjavettä kuormittavien päästöjen vähentäminen on kuitenkin kaikkialla tärkeää.

Ilman vesioikeuden lupaa ei saa käyttää pohjavettä tai ryhtyä pohjaveden ottamista tarkoittavaan toimeen siten, että siitä voi aiheutua jonkin muun pohjavettä ottavan laitoksen vedensaannin vaikeutuminen, tärkeän tai muun vedenhankintakäyttöön soveltuvan pohjavesiesiintymän antoisuuden olennainen vähentyminen tai sen hyväksikäyttömahdollisuuden muu huonontuminen taikka toisen kiinteistöllä talousveden saannin vaikeutuminen (pohjaveden muuttamiskielto VL 1:18).

Pohjaveden muuttumista voi aiheutua esim. liiallisesta pohjaveden otosta sekä liiallisesta ja suunnittelemattomasta maa-ainesten otosta tai maaleikkausten teosta. Kaikista pohjavesien muuttamiskiellon piiriin kuuluvista toiminnoista tulisi pyytää ao. vesi- ja ympäristöpiirin lausunto vesioikeuden luvan tarpeellisuuden toteamiseksi, ellei tällaista lausuntoa ole jo aiemmin pyydetty.

Pohjaveden pilaamiskielto (VL 1:22) kieltää panemasta tai johtamasta kiinteätä, nestemäistä tai kaasumaista ainetta siten, että:

- tärkeällä tai muulla vedenhankintakäyttöön soveltuvalla pohjavesialueella pohjavesi voi käydä terveydelle vaaralliseksi tai sen laatu muutoin olennaisesti huonontua;
- toisen kiinteistöllä oleva pohjavesi voi käydä terveydelle vaaralliseksi tai kelpaamattomaksi tarkoitukseen, johon sitä voitaisiin muuten käyttää; tai
- toimenpide vaikuttamalla pohjaveden laatuun muutoin saattaa loukata yleistä tai en yksityistä etua.

Pohjaveden pilaantumista saattavat aiheuttaa kaikki sellaiset toiminnot, joiden yhteydessä käsitellään, kuljetetaan tai varastoidaan pohjavedenlaadun kannalta haitallisia aineita. Tyypillisiä pohjaveden pilaantumisriskiä aiheuttavia laitoksia ja toimintoja ovat mm. seuraavat (Vesi- ja ympäristöhallitus 1991):

- ympäristölle vaarallisia kemikaaleja käyttävät, valmistavat tai varastoivat laitokset
- eläinsuojat sekä lanta- ja tuorerehu säiliöt
- lietelannan, virtsan, kuivaamattoman puhdistamolietteen ja sakokaivolietteen levitys
- lannoitteiden ja torjunta-aineiden epäasiallinen käyttö
- turkistarhat ja muut teollista eläinten kasvatusta harjoittavat laitokset
- vuotavat viemärit
- jätevesien sadetus, maahanimeytys tai muu maaperään pääsy, hulevesien maahanimeytys
- öljysäiliöt
- lentoasemat
- vaarallisten aineiden kuljetukset
- maanteiden kunnossapito
- hautausmaat eräissä olosuhteissa
- maa-ainesten otto.

Pohjavesialueilla jo olevat laitokset muodostavat pohjavesien suojelun kannalta monissa tapauksissa huomattavasti vaikeamman ongelman kuin vastaavanlaiset uudet laitokset ja toiminnot. Näiden mahdolliset vaikutukset pohjavesiin tulisi selvittää ensi tilassa ja ryhtyä tarvittaviin jatkotoimenpiteisiin.

Vesi- ja ympäristöhallinnon suorittamassa pohjavesialueiden kartoitus- ja luokitusprojektissa sovellettu luokitus on laadittu yhdenmukaiseksi vesilain kanssa. Siten suunniteltaessa rakentamista ja muuta maankäyttöä tärkeillä (I) tai muilla vedenhankintaan soveltuvilla pohjavesialueilla (II) tulee ottaa huomioon vesilaissa olevat pohjaveden muuttamiskiellon ja pilaamiskiellon asettamat rajoitukset.

Vedenhankintaan soveltuvilla (II) ja sellaisilla pohjavesialueilla, joilla voi olla hyödyntämiskelpoista pohjavettä (III) noudatetaan pääosin samankaltaista menettelyä kuin tärkeillä pohjavesialueella (I), kuitenkin sovelletaen tapauskohtaista harkintaa alueen sijainnin sekä vedentarpeen arvioidun kehityksen mukaan. Uusien haitallisten toimenpiteiden sekä muuttamiskiellon valvonnassa tulisi menetellä kuten tärkeillä pohjavesialueilla. Sitä vastoin alueella jo olevien laitosten ja toimintojen vaikutusten tarkistamisessa voidaan soveltaa väljempää aikataulua tai rajoittaa se uhkaavimpiin tapauksiin. Vedenhankintaan soveltumattomilla pohjavesialueilla valvotaan yksityistä vedenhankintaintressiä vesilain edellyttämällä tavalla.

Kaavoituksella voidaan vaikuttaa merkittävästi pohjavesivarojen suojelun toteutumiseen ottamalla pohjavedet huomioon eri toimintojen sijoittamisessa sekä näitä koskevissa kaavamääräyksissä. Pohjavesien likaantumisvaaraa aiheuttavien toimintojen ja maankäyttömuotojen sijoittamiseen on tärkeä kiinnittää huomiota jo seutu- ja yleiskaavatasoisessa suunnittelussa, koska nämä yleispiirteisinä kaavoina ohjaavat myöhemmin tapahtuvaa yksityiskohtaisempien kaavojen laadintaa. Yhdyskuntasuunnittelussa tarvitaan tietoja pohjavesistä ja vedenhankinnan toteuttamisedellytyksistä, pohjavesien suojelutarpeesta sekä eri toimintojen vaikutuksesta pohjavesiin.

Kaavoituksen päätehtävä on rakentamisen ohjaaminen ja alueiden osoittaminen eri käyttötarkoituksiin. Kaavoihin ei sen sijaan voida sisällyttää toimenpiteeseen velvoittavia määräyksiä. Kaavan sisältö tulee vesiensuojelunkin kannalta valvoittavaksi vasta silloin, kun ryhdytään uudisrakentamiseen tai muuhun sitä vastaavaan toimenpiteeseen.

Pohjavesialueelle perustettavan pohjavedenottamon ympärille voidaan perustaa vesioikeuden päätöksellä suoja-alue. Suoja-alue vastaa käytännössä pohjavesialuetta, jos pohjavesialue on kokonaan käytössä. Vesilain mukainen pohjaveden pilaamiskiello sisältää vaarantamisen käsitteen. Siten vesioikeuden määräämä suoja-alue ei välttämättä lisää rajoitusten tiukkuutta. Suoja-alueella koskevassa päätöksessä rajoitukset ja kiellot tulevat sen sijaan kokonaisuudessaan yksilöidyiksi. Vesioikeuden suoja-alueelle antamalla määräyksillä täsmennetään niitä rajoituksia, joita määrittys pohjavesialueeksi jo sellaisenaan on luonut.

Suoja-alue voidaan muodostaa vesioikeuden päätöksellä jo rakennetun pohjavedenottamon ympärille. Suoja-alueen määräämistä vedenottamolle voidaan hakea myös samalla, kun haetaan vesioikeudelta vedenottolupaa. Pohjavedenottamon suoja-alue käsittää lähi- ja kaukosuojavyöhykkeet. Suoja-alueet on usein tarkoituksenmukaista määritellä, vaikka niille ei haettaisi vesioikeuden vahvistusta. Vahvistamattomat suoja-alueet määrittelee vedenottaja. Myös vahvistamattomilla

suojavyöhykkeillä määritellään yksityiskohtaisesti likaantumista aiheuttavat, kielletyt tai rajoitetut toiminnot yhteistyössä vesi- ja ympäristöpiirin kanssa.

Pohjavesialueelle voidaan laatia myös koko pohjavesialueen tai sen osan kattava suojelusuunnitelma. Suojelusuunnitelma on yleensä vaihtoehtoinen vedenottamon suoja-aluesuunnitelmalle. Suojelusuunnitelmaan sisältyy pohjavesialueiden tarkennettu hydrogeologinen kartoitus, vedenottamoalueiden ja suojavyöhykkeiden määrittely, riskitekijöiden kartoitus ja arviointi sekä ehdotus tarvittavista suojelutoimenpiteistä ja toimenpiteistä vahinkotapauksissa. Pohjavesialueiden merkittävyys ratkaisee sen, miten perusteellinen suunnitelma laaditaan (Vesi- ja ympäristöhallitus 1991).

## 2.2.2 Vedenlaadun valvonta

Pohjavesialueiden luokituksen käyttöönotolla on suuri merkitys pohjavesien suojelua koskevaan valvontatoimintaan. Vesiviranomaisten rajallisia valvontaresursseja voidaan käyttää tehokkaammin keskittämällä valvonta tärkeimpiin kohteisiin. Pohjavesien muuttamis- ja pilaamiskieltojen noudattamista valvotaan sitä tarkemmin mitä tärkeämmästä pohjavesialueesta on kyse.

Paitsi kenttävalvontaan heijastuu pohjavesien luokitus myös valvontatoimintaan yleensä, siis esimerkiksi lausuntojen antamiseen hakemusasioissa ja kaavamääräyksissä sekä valvontaohjeiden laadintaan. Suojelutoimenpiteitä koskevat vaatimukset porrastetaan pohjavesialueen tärkeyden mukaan. Pohjavesialueiden määrittäminen ja pohjavettä uhkaavien vaarojen selvittäminen helpottaa pohjavesialueiden valvontaa. Pohjavesivaroja koskevista tiedoista hyötyvät myös kunnalliset ympäristönsuojelu- ja terveysviranomaiset (Britschgi ym. 1993).

Kunnassa terveyslautakunta valvoo, ettei käytetä sellaista vettä, josta voi aiheutua terveydellistä haittaa. Valvonnan on oltava jatkuvaa, jos vettä käyttää talousvetenään yli 50 henkeä tai jos vettä käytetään kaupan pidettävien elintarvikkeiden valmistukseen.

Tärkein talousvedelle asetettu laatuvaatimus on se, että vesi ei saa aiheuttaa sen käyttäjälle terveydellistä haittaa tai vaaraa. Tämä koskee sekä vesilaitoksen jakamaa vesijohtovettä että yksityisen vedenottamon, kaivon tai muun sellaisen vettä. Vesi voi sisältää myös aineita, jotka eivät aiheuta suoranaista terveydellistä haittaa tai vaaraa, mutta jotka liian suurina määrinä esiintyessään heikentävät veden käyttöominaisuuksia.

Sekä valvontatutkimusten sisältö että tiheys riippuvat paitsi vesijohtoveden käyttäjämäärästä, myös raakaveden laadusta, vedenkäsittelytavasta, jakeluverkon ominaisuuksista ja vesilaitoksen oman käyttötarkkailun tasosta. Terveyslautakuntien tulee yhteistoiminnassa vesilaitoksen kanssa laatia laitospesäinen valvontatutkimusohjelma, jossa laitoksen ominaispiirteet on otettu huomioon.

Vesilaitoksen jakaman veden laatua tutkitaan säännöllisesti, mutta yksityiskaivojen kohdalla ei ole vastaavaa valvontajärjestelmää. Noin neljäsosa suomalaisista käyttääkin talousvettä, jonka laatua selvitetään vain erikoistapauksissa. Tavallisesti veden tutkiminen jää kaivon omistajan oman mielenkiinnon varaan. Näyte otetaan yleensä silloin, kun vedessä olevan epätavallisen hajun, maun tai sameuden vuoksi aletaan epäillä veden pilaantumista. Kuitenkaan esimerkiksi pelkkä nitraattipitoisuuden kohoaminen ei vaikuta veden nautittavuuteen, joten veden laadun heikentyminen jää usein huomaamatta.

Terveydelliset laatuvaatimukset perustuvat ihmisellä todettuihin haittavaikutuksiin. Laatuvaatimuksia on johdettu myös koe-eläintutkimuksista laskentamalleja käyttäen. Suurimpia sallittuja pitoisuuksia talousvedelle määritettäessä käytetään turvallisuuskertoimia, joiden tarkoituksena on varmistaa, että talousveden jatkuvasta ja keskimääräistä suuremmasta käytöstä ei aiheudu terveyshaittoja veden käyttäjälle. Näin ollen enimmäispitoisuuden lyhytaikainen lievähkö ylittyminen ei aiheuta terveysvaaraa. Veden laadun parantamistoimiin on kuitenkin ryhdyttävä viipymättä, mikäli aseteut raja-arvot ylittyvät (Lääkintöhallituksen yleiskirje 1991).

### 3 TYPPIYHDISTEET JA POHJAVESI

#### 3.1 Typen kiertokulku luonnossa

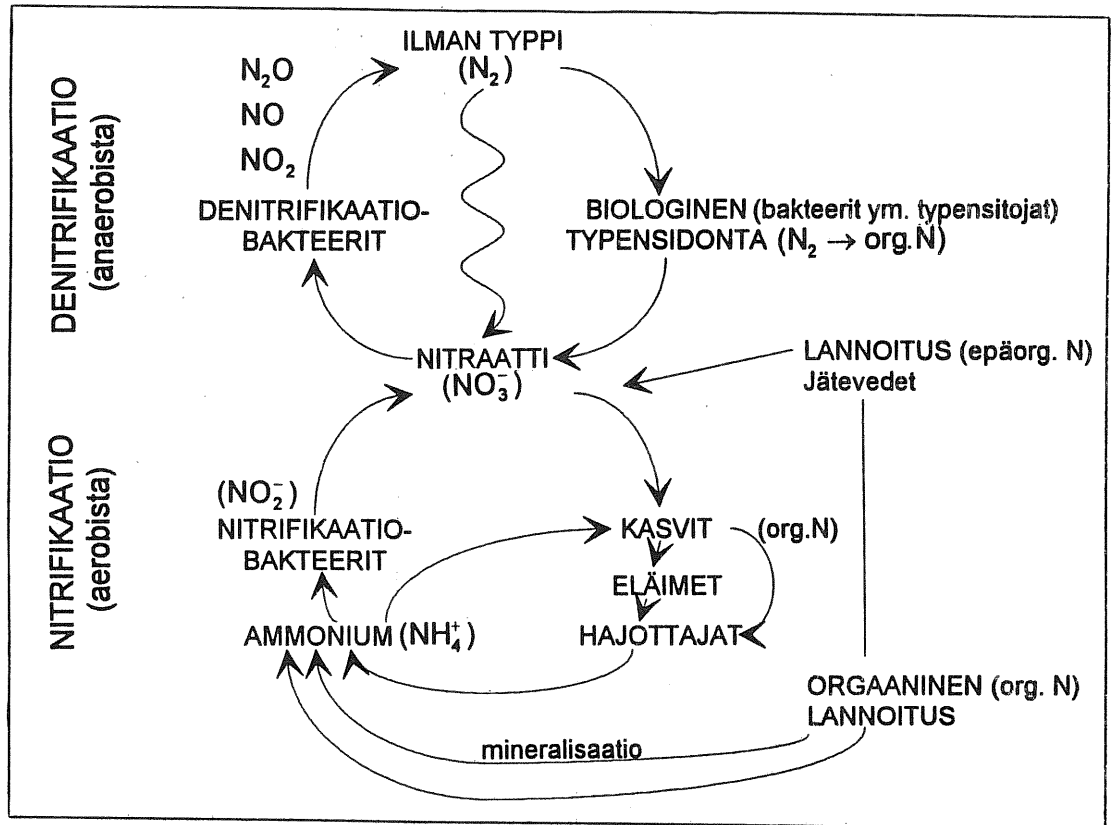
Typpeä kulkeutuu maaperään sekä luonnollisen kiertokulun kautta että ihmisen toiminnan seurauksena. Luonnontilaisilla alueilla typpiyhdisteet ovat peräisin pääasiassa sadevedestä ja orgaanisen aineksen hajoamisesta. Peltomaalle suurin osa typestä tulee lannoitteissa. Lisäksi typpeä tulee myös laskeumana ilmakehästä ja biologisessa typensidonnassa.

Suurin osa maaperän typestä on orgaanisessa aineessa. Tämä on peräisin pääasiassa kasvien hajoamistuotteista. Vain pieni osa, muutama prosentti, on orgaanisena mineraalityyppinä, jota kasvit voivat käyttää hyväkseen. Orgaaninen typpi ionisoituu maan mikrobien aikaansaamassa ammonifikaatiossa ammoniumiksi ( $\text{NH}_4^+$ ). Positiivisen varauksensa takia ammoniutyppi sitoutuu maahiukkasten pinnoille eikä näin ollen huuhtoudu helposti. Ammonifikaatio alkaakin keväällä nitrifikaatiota aiemmin ja jatkuu syksyllä sitä myöhempään. Ammoniumtypen muuttuminen nitraatiksi kuluttaa maaveden happea. Tämä voi aiheuttaa raudan ja mangaanin pelkistymisen liukoiseen muotoon. Ammonifikaatiota seuraavassa nitrifikaatiossa ammoniumtyppi hapettuu nitriitiksi ( $\text{NO}_2^-$ ) ja edelleen nitraatiksi ( $\text{NO}_3^-$ ). Nitrifikaation saavat aikaan spesifiset autotrofiset bakteerit:

Nitrosomonas:  $\text{NH}_4^+ \Rightarrow \text{NO}_2^-$

Nitrobakter:  $\text{NO}_2^- \Rightarrow \text{NO}_3^-$

Mineralisaatiota tapahtuu sekä aerobisissa että anaerobisissa olosuhteissa, mutta nitrifikaatiota ainoastaan hapen läsnäollessa. Ammonifikaation pH- ja lämpövaatimukset ovat väljemmät kuin nitrifikaation. Olosuhteiden salliessa nitrifikaatio tapahtuu hyvin nopeasti ja maaperän orgaaninen typpi onkin yleensä lähes yksinomaan nitraattimuodossa. Nitraatin sitoutuminen maahiukkasten pinnalle on vähäistä. Se on yleensä liuenneena veteen. Maavedessä ollessaan nitraatti on helposti sekä kasvien käytettävissä että myös huuhtoutumassa pohjavesiin.



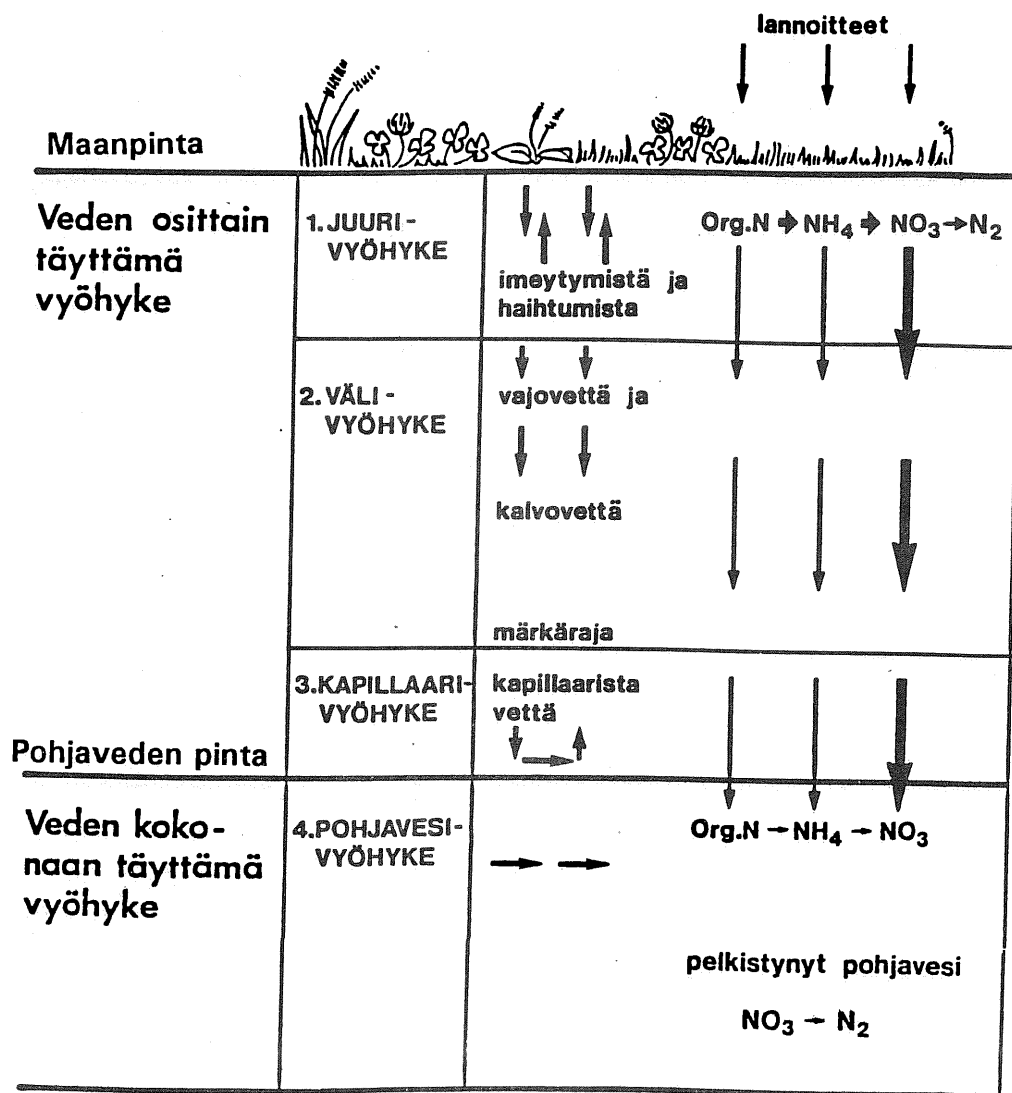
Kuva 1. Typen kiertokulku luonnossa.

Ammoniumtypen pitoisuudet ovat likaantumiskohdan välittömässä läheisyydessä suurimmat. Tämä johtuu siitä, että ammoniumtyppi on ensimmäinen väliyhdiste orgaanisen typen hajotessa. Likaantumiskohdasta kauempana nitriitti- ja nitraattipitoisuudet kasvavat ammoniumin hapettumisen takia.

Kasvit voivat ottaa maasta sekä nitraatti- että ammoniumtyppeä. Huomattava osa tästä tyypestä poistuu sadonkorjuun myötä, mutta osa tyypestä jää kasvinjätteen mukana peltoon. Typpihäviöitä aiheuttavat myös denitrifikaatio ja huuhtoutuminen. Ammoniakkia saattaa haihtua ilmaan merkittäviä määriä, etenkin eläinlannan levityksen yhteydessä.

Denitrifikaatiossa nitraatti muuttuu kemiallisesti tai mikro-organismien toimesta kaasumaisiksi typpiyhdisteiksi ja karkaa ilmakehään. Maassa vallitsevat denitrifikaatiolle suotuisat olosuhteet, kun pH on yli 5, happea on vain niukasti saatavilla ja maassa on runsaasti hajotettavaksi kelpaavaa orgaanista ainesta.

Pohjaveden typpipitoisuuteen vaikuttaa typen suotautumisen maaperään. Typen suotautuminen pohjaveteen riippuu maaperän koostumuksesta, pohjaveden yläpuolisten maakerrosten paksuudesta, kerrosjärjestyksestä, maalajin läpäisevyys- ja vedenpidätysominaisuuksista, ilmastollisista tekijöistä, kuormituksen määrästä ja kasvipeitteestä. Karkeilla kivennäismaalajeilla ravinteiden pidätuskyky on heikko. Jos maaperässä on runsaasti nitraattia aikana, jolloin vettä valuu alaspäin maaperässä, nitraattia huuhtoutuu kasvien juurikerroksen alapuolelle sekä edelleen väli- ja kapillaarivyöhykkeen läpi pohjaveteen.



Kallio tai vettä läpäisemätön maalaji

Kuva 2. Typen suotautuminen vettä läpäisevässä maaperässä (Åkerla ym. 1985).

Typpiyhdisteiden aiheuttamat ongelmat pohjavesissä ja pintavesissä ovat erilaiset. Pintavesissä nitraattipitoisuus ei pääse, runsaasta huuhtoutumisesta huolimatta, kohoamaan kovin korkeaksi. Syynä tähän on levien ja orgaanisia yhdisteitä hajottavien mikrobien assimilaatio sekä denitrifikaatio. Ravinteiden huuhtoutuminen pintavesiin johtaa veden rehevöitymisongelmaan. Pohjavesissä ei tapahdu perustuotantoa valon puutteen vuoksi, siten assimilaatiosta vastaavat ainoastaan mikrobit. Alhainen lämpötila ja energian puute ovat tärkeimmät pohjaveden mikrobitoimintoja rajoittavat tekijät (Martikainen 1987).



### 3.2 Typpiyhdisteiden terveydelliset vaikutukset

Nitraatti ja nitriitti on luokiteltu terveydelle haitallisiksi aineiksi. Aikuinen ihminen sairastuu vakavasti, jos elimistöön joutuu 8 - 15 g nitraattia. Juomaveden kautta ei ole vaaraa sairastua akuuttiin nitraattimyrkytykseen. Nitraatin tärkeimpänä lähteenä pidetään vihanneksia, mutta juomavedelläkin on merkitystä, mikäli se sisältää runsaasti nitraattia. Myös lehmien juomaveden korkeiden nitraattipitoisuuksien on todettu kohottavan maidon nitraattipitoisuuksia vaaralliselle tasolle.

Nitraatti sinänsä on suhteellisen vaaraton, mutta se voi pelkistyä suussa tai ruuansulatuskanavassa nitriitiksi, joka sitoutuu veren hemoglobiniin estäen sen toiminnan. Tätä kutsutaan methemoglobinemiaksi ja sen riski on suurin imeväisikäisillä lapsilla. On myös epäilty, että ruuansulatuselimistössä muodostuva nitriitti voisi muodostaa N-nitrosoyhdisteitä, joiden otaksutaan aiheuttavan esimerkiksi mahalaukun ja virtsarakon syöpää.

Nitraatin enimmäispitoisuudeksi talousvedessä on asetettu 25 mg/l silloin, kun veden käyttäjänä on alle 1 vuoden ikäisiä lapsia tai raskaana olevia naisia. Koska nitraatin kokonaissaantia pyritään vähentämään myös aikuisilla, yli 100 mg/l nitraattia sisältävää vettä ei voida pitää kelvollisena talousvedeksi.

Sosiaali- ja terveysministeriö on 21.1.1994 antanut uudet talousveden laatuvaatimukset, joissa on määritelty seuraavat enimmäispitoisuudet typpiyhdisteille:

nitraatti $\text{NO}_3^-$	25 mg/l
nitriitti $\text{NO}_2^-$	0,1 mg/l
ammonium $\text{NH}_4^+$	0,5 mg/l

Vaatimukset kiristyivät nitraatin osalta, jonka enimmäispitoisuus lääkintöhallituksen vuonna 1990 antamissa ohjeissa oli 30 mg/l.

## 4 POHJAVEDEN KOHONNEIDEN TYPPI-PITOISUUKSIEN SYYT

Pohjavesien nitraattipitoisuuteen vaikuttaa ensisijaisesti ihmisen toiminta pohjaveden muodostumisalueella, kuten esim. maanviljelys, karjatalous, turkistarhaus, asutus. Korkeita nitraattipitoisuuksia esiintyy etenkin haja-asutuksen kaivovesissä alueilla, joilla on tehokasta maanviljelyä. Nitraatin aiheuttamien ongelmien voidaankin olettaa lisääntyvän Suomessa, mikäli pohjavesialueiden suojeluun ei kiinnitetä huomiota.

Pohjavesien keskimääräinen nitraattitaso on Suomessa yleensä huomattavasti sosiaali- ja terveysministeriön enimmäispitoisuuksia alhaisempi. Mutta myös meillä on havaittu sallitut pitoisuusrajat ylittäviä pohjaveden nitraattipitoisuuksia. Pohjaveden nitraattipitoisuudet, jotka ylittävät 5 mg/l viittaavat siihen, että nitraattitaso voi olla nousemassa ja on merkki jostain pohjavettä likaavasta toiminnasta. Nitraatin esiintyminen pohjavedessä voi lisäksi olla osoitus myös muiden haitallisten aineiden esiintymisestä.

## 4.1 Peltujen lannoitus

Maatalouden kehittyminen on tuonut mukanaan tuotannon erikoistumisen, yksipuolisen tehoviljelyn, runsaan väkilannoitteiden käytön, tehokkaat koneet ja muokkausmenetelmät. Jatkuva samoilla peltolohkoilla raskaiden koneiden ja väkilannoitteiden voimalla tapahtuva viljely köyhdyttää ja tiivistää maata, jonka seurauksena maan tuottokyky alenee. Satotason pitämiseksi ennallaan on lisättävä väkilannoitteiden määrää (Puustinen 1987).

Tuotannon tehostamiseksi ja maan viljavuuden säilyttämiseksi peltoon lisättävät ravinteet voivat aiheuttaa ympäristöhaittoja kulkeutumalla pohjaveteen. Voimakkaan lannoituksen on todettu nostavan etenkin pohjaveden nitraattipitoisuutta. Nitraattisaastumisen vaara on suurin hiekka- ja hietamailla käytettäessä kasvien tarpeisiin nähden liian suuria lannoitemääriä.

Luonteenomaista maatalouden kehitykselle on ollut tuotannon keskittyminen tietyille alueille, jolloin maatalouden aiheuttama kuormitus muuttuu enemmän pistemäiseksi. Tämä lisää pohjavesien pilaantumisriskiä näillä alueilla.

### 4.1.1 Maalajin vaikutus typen huuhtoutumiseen

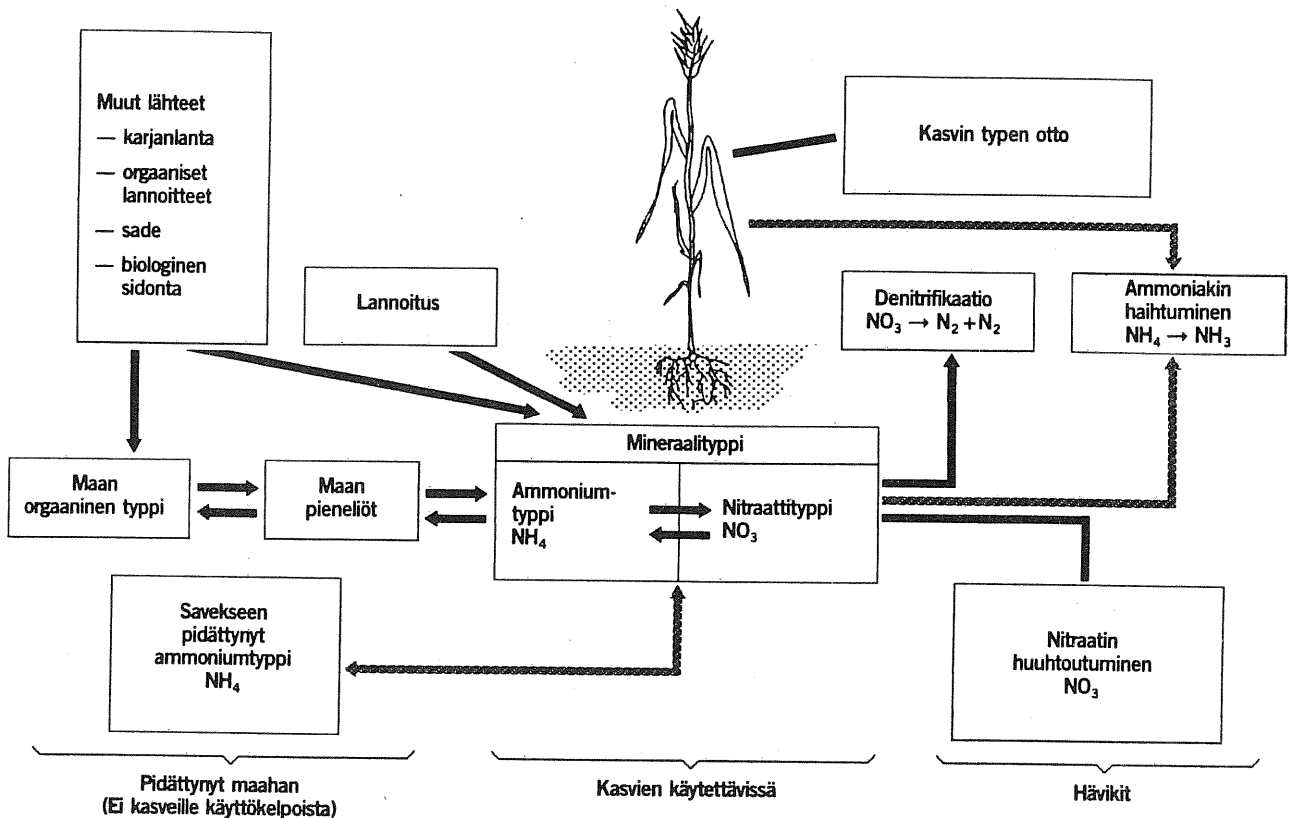
Maatalouden vaikutukset pohjaveteen riippuvat ensisijaisesti kyseisen alueen hydrogeologisista olosuhteista. Koska maaperäolosuhteet ovat maassamme hyvin vaihtelevia, tulee vaikutuksia tarkastella aina tapauskohtaisesti. Pohjavesien likaantumiseen vaikuttavat aina myös sääolosuhteet ja vuodenaika sekä likaantumistekijöihin ja -toimintoihin liittyvät tekijät (Hatva 1990).

Maalaji vaikuttaa typen huuhtoutumiseen lähinnä erilaisten valuntaolosuhteiden vuoksi. Hiekka- ja hietamailla suuri osa maahan imeytyneestä vedestä muodostuu pohjavedeksi. Yhtenä syynä on viljelykasvien juuriston mataluus, joka on hiekkamailla korkeintaan 40 - 60 cm. Tämän syvyyden alapuolelle joutunutta vettä eivät kasvien juuret enää pysty ottamaan.

Tiiviit savikerrokset suojaavat pohjavettä tehokkaasti nitraattihuuhtoutumilta. Huonosti vettä läpäisevässä savimaassa kasvien typenotto on tehokasta, koska niiden juuret ovat kehittyneet pitkiksi. Tutkimuksissa on myös käynyt ilmi savimaan kyky sitoa suuria määriä mineraalityppeä itseensä. Runsas typpikuormitus saattaa kuitenkin aiheuttaa nitraatin kulkeutumista alaspäin tiiviissäkin maassa.

### 4.1.2 Lannoitus

Viljelysmaan tuotanto on korkea ja sen kautta kiertää paljon ravinteita. Ravinteita sitovaa kasvustoa on peltomaalla vain osan kaudesta, jolloin mineralisaatiota tapahtuu. Tästä syystä viljelysmailla huuhtoutuukin ravinteita huomattavasti enemmän kuin luonnontilaisilta alueilta.



Kuva 3. Typen kierto peltoviljelyssä (Korkman ym. 1993).

Monien viljelykasvien typentarve on suurin alkukesällä eli ajankohtana, jolloin typen mineralisaatio ei ole voimakkaimmillaan. Lannoittamalla viljelyksiä turvataan kasvien typen saanti koko kasvukauden ajan. Lannoittaminen korvaa myös denitrifikaation ja huuhtoutumisen aiheuttamaa typpivaraston köyhtymistä.

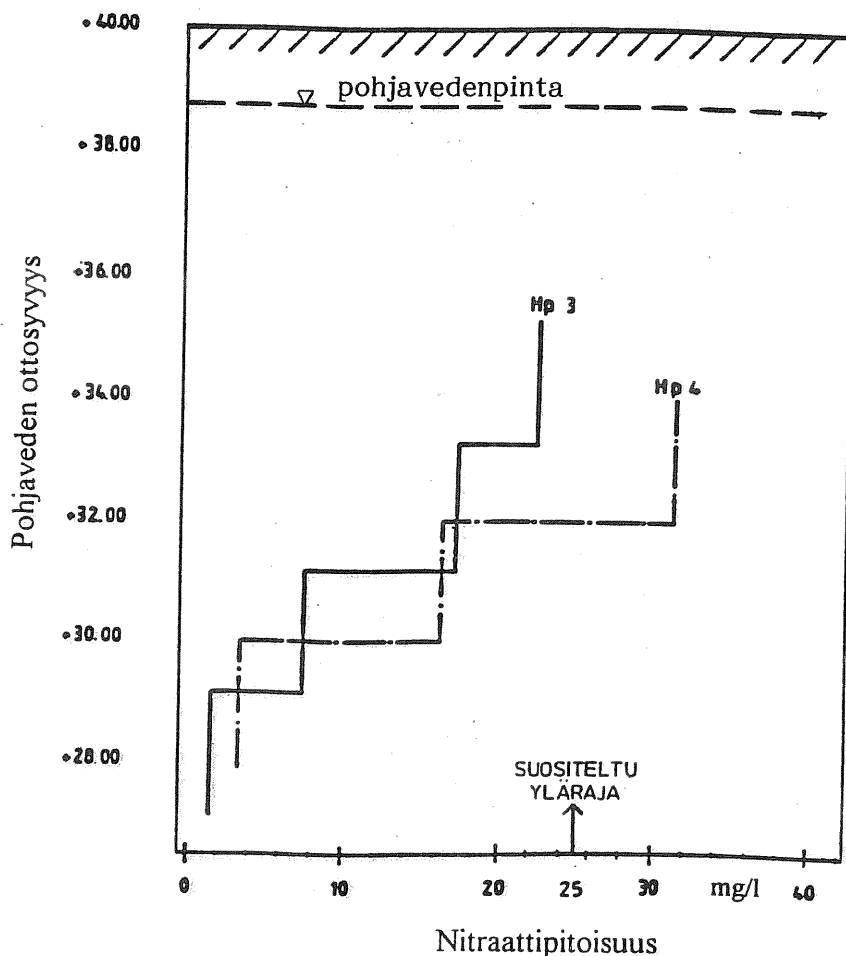
Pohjavesien kohonneet nitraattipitoisuudet esiintyvät tavallisesti alueilla, jotka ovat olleet pitkään voimakkaan typpilannoituksen piirissä. Typpi huuhtoutuu syvempiin maakerroksiin lähes yksinomaan nitraattina. Koska ammoniumtyppi tavallisesti nitrifioituu nopeasti maaperässä, typen huuhtoutuminen ei ilmeisesti riipu siitä, annetaanko lannoitetyppi ammonium- vai nitraattityypinä. Karjanlannanlevitys saattaa aiheuttaa väkilannoitteita voimakkaamman huuhtoutumisen, koska keväällä levitetyn karjanlannan tyypestä suuri osa voi vapautua kasveille käyttökelpoiseen muotoon vasta loppukesällä ja syksyllä (Vainio 1984).

Lannoituksen ollessa kasvin tarpeiden mukainen, kasvit käyttävät yleensä ravinteet tehokkaasti hyödykseen. Suoran huuhtoutumisen riski jää tällöin pieneksi. Huuhtoutuminen lisääntyy, jos viljelykasvi ei pysty hyödyntämään lisätyppiä tai jos typpi vapautuu käyttökelpoiseen muotoon vasta kasvukauden päätyttyä. Toisaalta lannoitus mahdollistaa tuotannon lisääntymisen. Tällöin kohoaa maahan jäävien kasvinosien takia myös maaperän orgaanisen typen määrä. Lannoituksen vaikutus pohjaveteen ei näy heti. Selvimmin se havaitaan vasta 2 - 3 vuoden kuluttua. Siten nykyinen nitraattitaso kuvastaa aikaisempien vuosien lannoitustilannetta.

Lannoitusvuonna 1988 - 89 Suomessa käytettiin väkilannoitetyyppiä keskimäärin 100 kg/ha. Otettaessa huomioon sekä väkilannoitteissa että karjanlannassa annetut typpimäärät, oli typen kokonaiskäyttö noin 120 kg/ha. Eniten sitä käytettiin nurmiviljelyssä, korjuutavasta ja korjattavien satojen määrästä riippuen 170 - 250 kg/ha. Typen käyttömäärät ovat vakiintuneet kyseiselle tasolle eikä niihin ole odotettavissa merkittäviä muutoksia. Yleisesti ottaen lannoitteiden käyttö on runsaampaa Etelä-Suomessa Keski- ja Pohjois-Suomeen verrattuna. Lannoitemääriä ei kuitenkaan voi yksiselitteisesti verrata, ellei tunneta alueen eri kasvien viljelyaloja.

Typen käytön vähentäminen nykyisestä määrästä ei ole helposti toteutettavissa. Kotieläimiemme valkuaisainetarve tyydytetään pääosin typellä tuotetulla valkuaisella. Myös leipäviljan tuotannossa korkea valkuaisainepitoisuus on tärkeä. Se on otettu jopa vehnän hinnoitteluperusteeksi (Hakkola ja Puustinen 1990).

Viljan ja perunan viljelyssä typpi levitetään sijoituslannoituksen avulla. Nurmiviljelyssä käytetään pintalannoitusta. Sijoituslannoitusta on syytä käyttää aina, kun se on mahdollista, koska haihtuminen ja välitön huuhtoutuminen on pintalevitystä vähäisempää. Vesiensuojelun kannalta paras lannoitusajankohta on kevät. Syksyllä levitetyn lannan mineraalityppi on alttiina huuhtoutumiselle sekä syys- että kevätkylväaika. Pääasiallisin syy karjanlannan syyslevitykselle ovat liian pienet lantavarastot sekä peltöjen heikko kantavuus keväällä (Åkerla ym. 1985).



Kuva 4. Pohjaveden nitraattipitoisuus Karjalohjan kirkonkylän vedenottamoalueella (Åkerla ym. 1985).

Esimerkkinä nitraatin kulkeutumisesta voimakkaasti viljellyltä pelloilta pohjaveteen voidaan esittää Karjalohjan kirkonkylän pohjavesialueella oleva vedenottamo. Pohjavesikerroksen pintaosassa veden nitraattipitoisuus ylitti sallitun enimmäisarvon. Pohjavesikerroksen alemmissa kerroksissa nitraattipitoisuus väheni asteittain veden ottosyvyyden kasvaessa (kuva 4). Vedenottamo sijaitsee peltoalueella, missä maaperän pintaosa muodostuu 4,3 - 4,8 metrin paksuisesta silttikerroksesta ja sen alapuolella on vaihtelevia kerroksia hienoa hiekkaa, hiekkaa ja silttiä. Parhaiten vettä johtavat kerrokset ovat 4 - 10 metrin syvyydellä maanpinnasta. (Åkerla ym. 1985)

Nitraatin kulkeutuminen vesistöihin ja pohjaveten ei ole pelkästään ympäristönsuojelullinen ongelma, vaan se on myös taloudellinen ongelma maanviljelijän kannalta. Huuhtoutumisen seurauksena vain osa pelloille levitetyistä lannoitteista päätyy kasvituotannon kohottamiseen.

#### 4.1.3 Viljelykasvin vaikutus typen huuhtoutumiseen

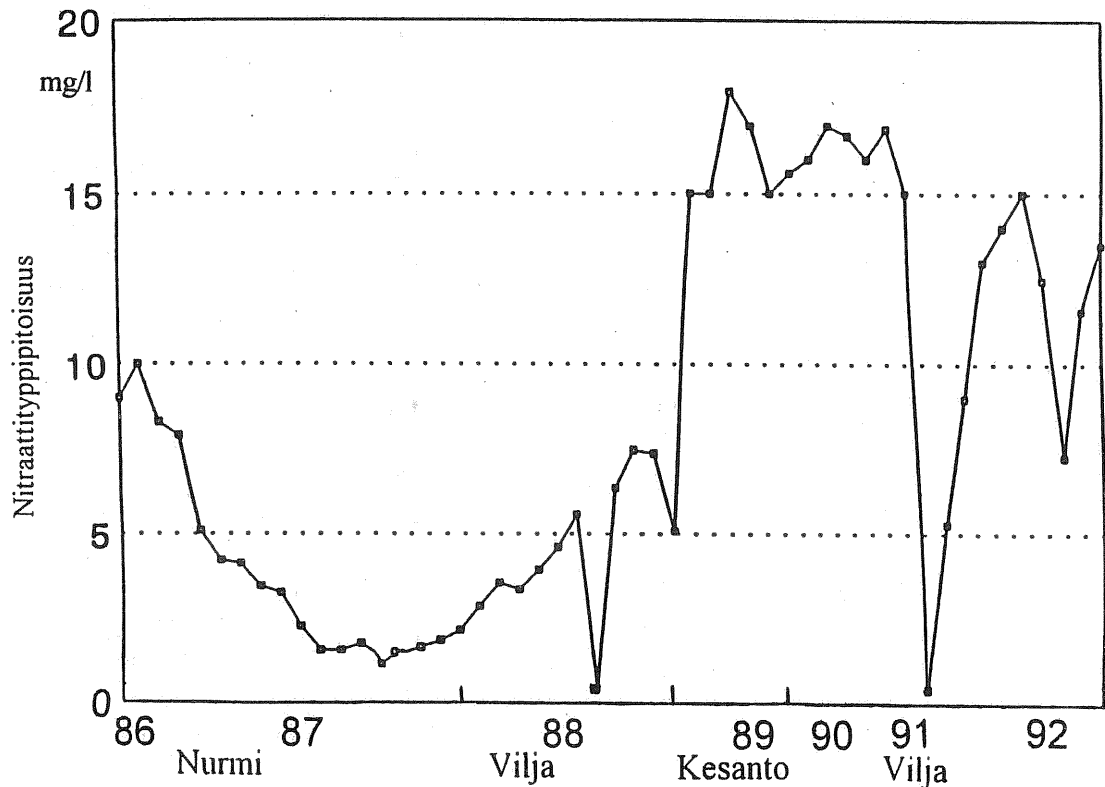
Viljelykasvi vaikuttaa huuhtoutumiseen mm. siihen liittyvien viljelytapojen, kuten lannoituksen, kastelun ja muokkauksen kautta. Toisaalta maalaji ja ilmasto-olot vaikuttavat viljelykasvin valintaan. Näiden tekijöiden vaikutusta ei voida kokonaan erottaa viljelykasvin ominaisuuksista johtuvista vaikutuksista.

Alkukesällä huuhtoutuminen on yleensä vähäistä johtuen kuivuudesta ja kasvien typenotosta. Pääosa huuhtoutumisesta tapahtuukin keväällä sekä syksyllä sadonkorjuun jälkeen. Pitkään syksyllä kasvavaa kasvia viljeltäessä jää typen huuhtoutuminen vähäisemmäksi, koska kasvi pystyy ottamaan typpeä maasta pitkään. Myöhään tapahtuvan sadonkorjuun takia kasvinjätteet eivät ehdi hajaantua ja vapauttaa typpeä yhtä runsaasti kuin aikaisin korjattavan viljelykasvin jätteet (Vainio 1984).

Huuhtoutumiseen vaikuttaa kasvin juuristo ja sen syvyys, kasvin maanpinnan peittävyys, kasvuajan pituus ja etenkin sen jatkuminen syksyllä sekä eri kasvien viljelyssä tarvittavat viljelytoimenpiteet. Olennaista on se, osuvatko kasvien typenotto ja nitraatti- sekä ammoniumtypen esiintyminen ja vapautuminen maassa samaan ajankohtaan. Eniten typpeä huuhtoutuu alueilta, joilla viljellään viljaa, perunaa, palkokasveja, öljykasveja tai vihanneksia. Heinä- ja laidunmailta huuhtoutuvan typen määrä on sen sijaan pieni (kuva 5). Huuhtoutumisen on havaittu olevan erityisen runsasta avokesannoinnin jälkeen (Åkerla ym. 1985, Vainio 1984).

Nurmiviljelyssä typen huuhtoutuminen on todettu yleisesti vähäiseksi. Syynä tähän on nurmen pitkälle syksyyn jatkuva ravinteiden otto. Lannoituksen ylittäessä nurmen ravinteidenottokyvyn huuhtoutuminen lisääntyy nopeasti, mutta tämä tapahtuu ilmeisesti huomattavasti korkeammalla lannoitustasolla kuin esimerkiksi viljakasveilla.

Kotieläintalouden vähenemisen johdosta peltoalan käyttö on muuttunut huomattavasti viimeisten vuosikymmenien aikana. 1970-luvun alussa nurmikasvien viljelyala oli yli 1,17 miljoonaa hehtaaria ja vuonna 1988 enää 0,69 miljoonaa hehtaaria. Viljan yhteenlasketuissa viljelyaloissa ei ole tapahtunut kovinkaan suurta muutosta. Merkittävin muutos on ollut öljykavien ja kesantoalan lisääntyminen (Juutinen 1990).



Kuva 5. Viljelykasvin vaikutus pohjaveden nitraattipitoisuuteen Maaningan tutkimusalueella (Matinvesi 1993).

#### 4.1.4 Typpihaittojen vähentäminen maataloudessa

Maatalouden typpihaittojen ennaltaehkäiseminen toteutetaan pääasiassa maatalouden sisäisillä toimenpiteillä. Erityistä huomiota ja toimenpiteitä kaipaavat viljelyalueet, jotka sijaitsevat tärkeillä pohjavesialueilla tai muilla vedenhankinta-alueilla.

Maatalouden typpikuormituksen vähentämiseen ei ole yhtä ainoata tapaa tai menetelmää, vaan se on useiden osatekijöiden yhteisvaikutuksen tulos. Kaikilla niillä toimenpiteillä, joilla satotasoa saadaan nostetuksi lannoitusta lisäämättä, saadaan typen huuhtoutumista varmuudella vähenemään. Seuraavassa on esitetty tärkeimpiä typpihuhtoutumia vähentäviä toimenpiteitä käytännön viljelyssä ovat:

- Lannoitussuunnitelma tehdään vuosittain sadon tarpeen ja maassa olevien ravinteiden perusteella. Tämä edellyttää säännöllisiä viljavuustutkimuksia. Ylilannoitusta on vältettävä kaikissa olosuhteissa.
- Avokesannoinnista pidättäydytään kokonaan huuhtoutumiselle alttiilla alueilla. Suositaan viherkesannoitinta.
- Lanta ja lietteet levitetään sulaan maahan, mieluummin keväällä, sekä mullataan heti levityksen jälkeen.
- Lietelannan levitystä pohjavesialueille vältetään.

- Kaikkien lannoitteiden syyslevitystä on vältetään.
- Lantasäiliöt rakennetaan riittävän suuriksi, jolloin vältetään "pakkolevitys" jäätyneeseen maahan tai lannotus syksyllä, jolloin kasvit eivät enää hyödynnä ravinteita.
- Herkästi huuhtoutuvilla alueilla viljellään mahdollisuuksien mukaan monivuotista nurmea.

Tehokas salaojitus vähentää typen huuhtoutumista sekä pinta- että pohjavesiin. Tämä perustuu siihen, että kasvuolosuhteiden parantuessa maassa olevat ravinteet saadaan paremmin hyödynnetyiksi. Pintavesien suojelussa pyritään vähentämään suoraan vesistöihin tulevia pintavaluntoja.

## 4.2 Maatalouden tuotantorakennukset

Maatalouden rakennemuutos näkyy erittäin selvästi karjataloudessa. Karjataloutta harjoittavien tilojen lukumäärä on vähentynyt huomattavasti, mutta eläinten määrässä ei ole tapahtunut yhtä merkittävää muutosta. Samansuuntainen kehitys kohti yhä suurempia yksikkökokoja on havaittavissa myös peltoviljelytilojen kohdalla.

Lypsykarjatilojen nopea väheneminen on vähentänyt karjatalouden aiheuttamia haittoja. Suurin osa lypsykarjataloudesta luopuneista tiloista on sellaisia, joilla lannan käsittelytilat ja -menetelmät ovat olleet puutteellisia. Hyvin merkittävä muutos on tapahtunut myös lannankäsittelyssä, kun kuivalantaloista on osalla tiloista siirrytty lietelannan käyttöön.

Karjanlanta on arvokas lannoite ja maanparannusaine. Karjanlannan aiheuttamat haitat eivät johdu sen normaalista käytöstä, vaan pikemminkin huolimattomasta käytöstä ja käyttämättä jättämisestä. Lietelantaloiden liian pieni koko suhteessa eläinmäärään on riski pohjavesille. Lantavarastot on yleensä mitoitettava vähintään 12 kuukauden varastoimisaikaa vastaaviksi. Varastoajasta voidaan vähentää laidunkauden osuus. Tarkoituksena on varmistaa lannan ravinnesisällön säilyminen sekä kasvintuotannon että ympäristönsuojelun kannalta paras mahdollinen levitysjankko. Uusien lantaloiden osalta tilanne on hallinnassa. Sen sijaan vanhojen lantaloiden perusparannusten ja laajennusten nopeuttamiseksi ei toistaiseksi ole riittävän tehokkaita keinoja. Yleisin lantaloiden aiheuttama haitta on kaivovesien pilaantuminen. Useimmiten pilalle menee juuri talon oma kaivo.

Toinen kasvava karjatalouden aiheuttama ongelma on säilörehun valmistuksessa syntyvä puristeneste. Yhä suurempi osa heinästä valmistetaan nykyään tuorerehuksi. Tuorerehuaumat tehdään yleensä suoraan maanpinnalle, jolloin puristeneste voi imeytyä maaperään. Puristenesteen talteenotto on yleensä erittäin huonosti järjestetty. Useimmiten se imeytyy maahan tai johdetaan avo- tai salaojia pitkin vesistöön. Säilörehu tulisi varastoida kiinteässä rehuvarastossa, jossa on erillinen puristenestesäiliö tai josta neste johdetaan lietelanta- tai virtsasäiliöön. Vesiensuojelun kannalta esikuivatetun säilörehun valmistaminen on suositeltavaa, koska siinä ei yleensä muodostu lainkaan puristenestettä. Samalla rehun ravintoarvo säilyy parempana.

Puristeneste on voimakas kuormittaja, jos se pääsee pohjaveteen. Seuraukset ovat kokemusten mukaan pitkävaikutteisia. Paras tapa hyödyntää puristeneste on käyttää sitä lannoitusaineena. Ominaisuuksiltaan se sopii hyvin nurmien lannoitukseen (Korkman ym. 1993).

### 4.3 Turkistarhat

Turkistarhaus on keskittynyt pääasiassa Pohjanmaalle. Lähes puolet tarhoista sijaitsee kapealla rannikkokaistaleella Vaasan ja Kokkolan välisellä alueella. Turkistarhauksesta kehittyi 1970- ja 1980-luvuilla varsin merkittävä vientielinkeino. Tarhojen määrä kasvoi aina vuoteen 1984 asti, jolloin niitä oli 6 300. Vuonna 1994 maassamme oli kaikkiaan 2 500 toiminnassa olevaa tarhaa. Tarhojen määrä on kääntynyt jälleen lievään nousuun.

Turkistarhojen aiheuttama kuormitus on hajakuormitusta, jonka kuormituslähteet koostuvat pääasiassa eläinten ulosteista ja jossain määrin myös kuivikkeista ja maahan varisseesta rehusta. Tehtyjen tutkimusten perusteella kunnostamattomilta turkistarhoilta ympäristöön pääsevät valuma- ja suotovedet vastaavat väkevyydeltään puhdistamattomia asumisjätevesiä (Turkistarhojen vesiensuojeluohje 1992).

Turkiseläinten lanta tulee varastoida niin, ettei siitä huuhtoudu ravinteita ympäristöön. Varaston on oltava tiivispohjainen sekä reunallinen ja koon tulee vastata vuoden lannan tuotantoa. Lannan käyttöä sellaisenaan maaparannusaineena ei suositella, koska se johtaa helposti yilannoitukseen ja ravinteiden huuhtoutumiseen. Kompostoidussa lannassa ravinteet ovat kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Ne ovat sitoutuneina orgaaniseen ainekseen, eivätkä liukene helposti veden mukana kasvin ulottumattomiin. Turkiseläinten lanta on lannoitus- ja maanparannusarvoltaan korkealuokkaista. Sen ravinnepitoisuus on karjanlantaan verrattuna moninkertainen. Tästä syystä turkiseläinten lantaa saa levittää pinta-alayksikköä kohti vähemmän kuin karjanlantaa (Turkistarhojen vesiensuojeluohje 1992).

Tarhaustoiminta aiheuttaa vesiensuojellisia ongelmia. Suurilla tarhoilla ulosteiden kokonaismäärä voi kohota satoihin tonneihin vuodessa. Sade- ja sulamisvesien mukana ulosteet voivat huuhtoutua pintavesiin tai imeytyä maaperän läpi pohjavesiin. Varsinaisen riskin muodostavat harjuaalueilla sijaitsevat tarhat, mutta myös muualla sijaitsevat tarhat voivat pilata lähellä olevien kaivojen veden.

Tarhojen likaava vaikutus näkyy selvimmin typpiyhdisteiden pitoisuuksien kasvuna. Tarha-alueilla maahan imeytyvän veden typpipitoisuudeksi arvioidaan 800 - 1 000 mg/l. Vuosisadannan ollessa 500 - 600 mm, harjuaalueilla sijaitsevilta tarhoilta voi imeytyä hehtaarilta jopa 2 000 - 4 000 kg typpeä vuodessa. Kuitenkin vain osa tarha-alueilla maaperään joutuvista jäteaineista pääsee pohjaveteen asti. Tähän vaikuttavat maaperän erilaiset puhdistusmekanismit (Helin 1982).

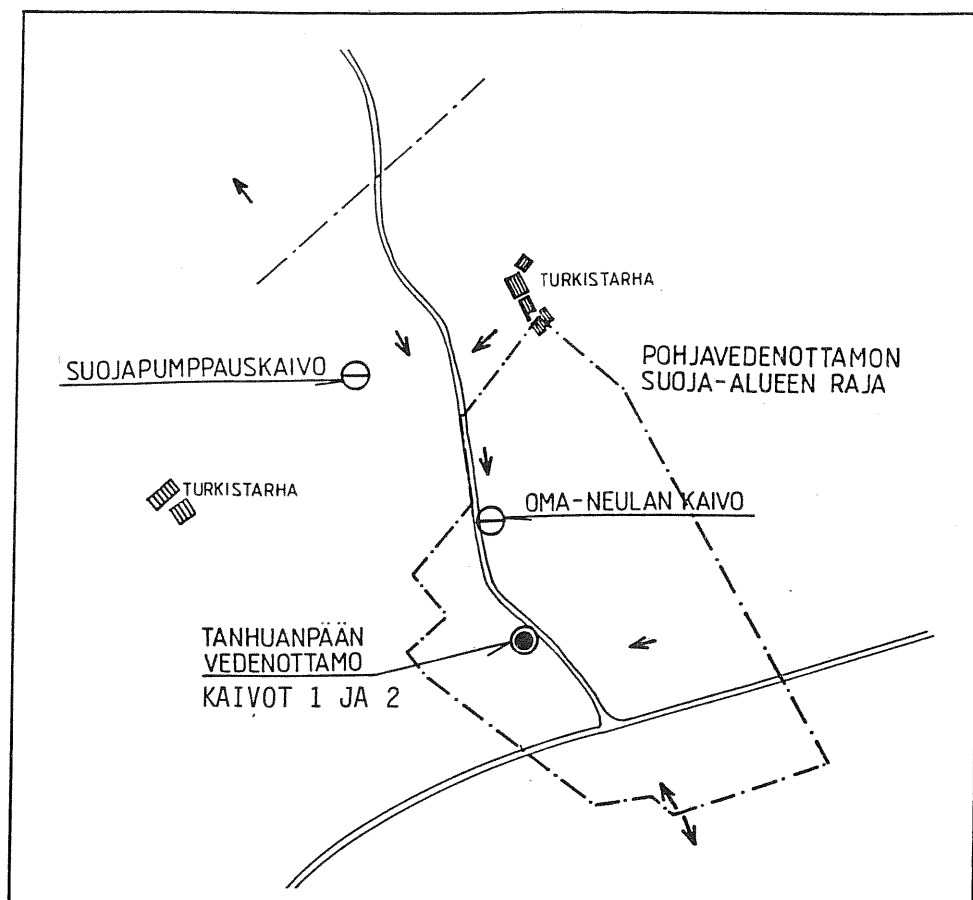
Helin (1982) on tutkinut kolmen tarhan aiheuttamaa pohjavesikuormitusta vuosina 1979 - 80. Pohjaveden typpipitoisuudet olivat erittäin suuria hiekkamaalle rakennetuilla tarhoilla koko tutkimusjakson ajan ( $\text{NH}_4$  ja  $\text{NO}_3$  200 - 300 mg/l,  $\text{NO}_2$  10 - 20 mg/l). Pitoisuudet vaihtelivat vuodenajan mukaan. Pienimmillään pitoisuudet olivat talvella, jolloin jäätynyt maaperä esti likaavien aineiden imeytymisen pohjaveteen. Keväällä



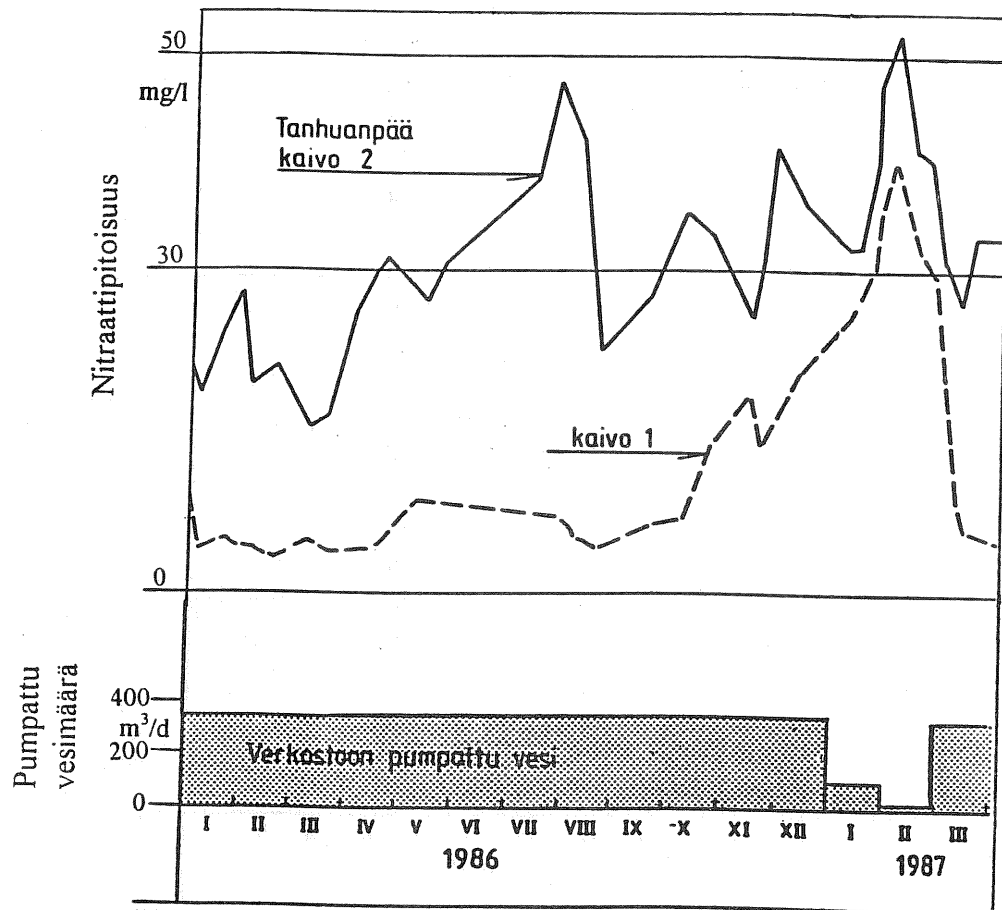
pitoisuudet olivat suurimmillaan. Syynä tähän on ulosteiden tehokas sekoittuminen imeytyviin sulamisvesiin.

Tutkimuskohteissa pohjaveden yläpuolella olevan maakerroksen paksuus vaihteli 1,8 - 3,0 m välillä. Maaperän typpiyhdisteitä pidättävä vaikutus oli suhteellisen huono. Esimerkiksi ammoniumtyypen pitoisuus pohjavedessä oli likimäärin yhtä suuri kuin maanpinnassa valuvassa vedessä. Ilmeisesti maaperä kyllästyy helposti typpiyhdisteistä. Pohjavettä peittävän maakerroksen paksuudella ei ollut juurikaan vaikutusta pohjaveden likaantumiasteeseen. Hiekkamaalla ympäristöä suuremmat  $\text{NH}_4^+$  -pitoisuudet havaittiin pohjaveden virtaussuunnassa vielä 200 - 300 metrin päässä, keväällä jopa 440 metrin päässä tarhasta.

Turkistarhojen aiheuttamia laaja-alaisia pohjaveden pilaantumistapauksia on sattunut ainakin Karjaalla, Kaustisella ja Kokkolassa. Kaustisen kunnan Tanhuanpään vedenottamolla havaittiin kohonneita nitraattipitoisuuksia vuoden 1983 lopulla. Alueella aloitettiin suojapumppaukset ja tehostettu pohjaveden laadun tarkkailu sekä tarhalla ryhdyttiin tehostettuihin vesiensuojelutoimenpiteisiin. Pohjoisemman kaivon (kuvat 6 ja 7) nitraattipitoisuus oli vuosina 1985 - 86 välillä 20 - 40 mg/l ja kaivon 1 nitraattipitoisuus oli 5 - 15 mg/l. Helmikuussa 1987 kaivon 2 nitraattipitoisuus ylitti tason 50 mg/l, jolloin vedenottamo jouduttiin sulkemaan. Syyksi nitraattipitoisuuksien kohoamiseen todettiin vedenottamon pohjoispuolella, noin 600 m:n etäisyydellä sijaitseva turkistarha-alue (kuva 6). Koska kyseinen ottamo on erittäin tärkeä kunnan vedenhankinnalle, katsottiin tarkoituksenmukaisimmaksi ratkaisuksi turkistarhan siirtäminen pois pohjaveden muodostumisalueelta.



Kuva 6. Tanhuanpään vedenottamoalue Kaustisella (Päätaalo 1988).



Kuva 7. Pohjaveden nitraattipitoisuudet Tanhuanpään vedenottamolla (Päättalo 1988).

Turkistarhojen aiheuttamiin vesiensuojeluongelmiin on viime vuosina kiinnitetty entistä enemmän huomiota. Uusia tarhoja perustettaessa sopivan paikan valinta on erityisen tärkeää. Tarha-alueita ei tule perustaa pohjavesialueille. Lisäksi tarhan sijoituksessa tulisi huomioida kuivatuksen järjestäminen. Ympäristöstä virtaavien vesien pääsy tarha-alueelle estetään ympärysojituksella. Peruskuivatus järjestetään joko avo- tai salaojituksella. Olemassa olevien tarhojen aiheuttamaa kuormitusta voidaan pienentää tehokkaalla hoidolla ja asianmukaisilla varjotalorakenteilla. Lisäksi tällä hetkellä tutkitaan täysin tiiviiden alustojen käyttöä turkiseläinten häkkien alla.

#### 4.4 Lentokentät

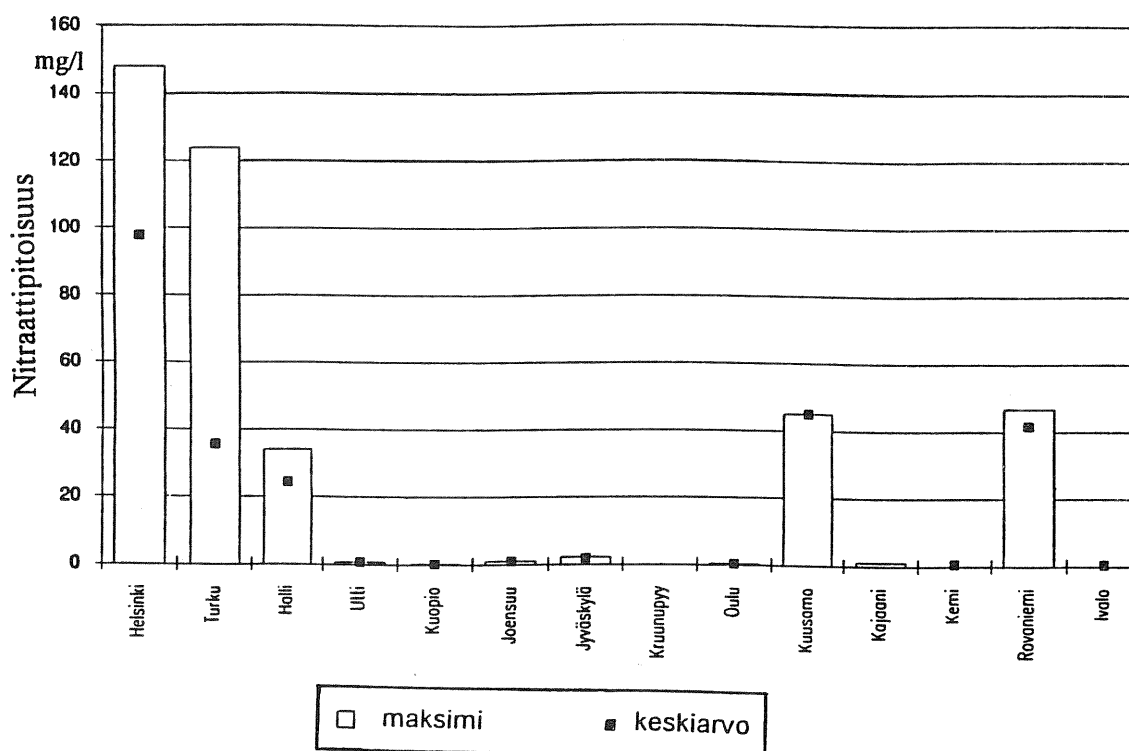
Lentokenttätöiminnan aiheuttamat haitat pohjavesille johtuvat liukkaudentorjuntaan käytettävän urean hajoamistuloksina syntyvien typpiyhdisteiden suotautumisesta pohjaveteen. Urea on kemikaali, jota käytetään yleensä maaperän lannoitteena. Sillä on myös jäätä ja lunta sulattava ominaisuus. Tämän takia ureaa onkin käytetty 1960-luvun loppupuolelta lähtien lentokentillä kiitoratojen sulattamiseen. Urean etuina pidetään sen edullisuutta ja pientä korroosioriskiä. Vasta viime vuosina on alettu kiinnittää huomiota urean käytöstä aiheutuviin ympäristöhaittoihin. Ongelman tultua esille käyttömääriä on

pyritty vähentämään lentoturvallisuuden sallimissa puitteissa. Joissakin tapauksissa on siirrytty käyttämään myös asetaattiyhdisteitä urean asemasta. Asetaattipohjaisten kemikaalien käytön yleistymistä ovat kuitenkin hidastaneet epäilykset kemikaalien korroosio-ominaisuuksista sekä moninkertainen hinta verrattuna ureaan.

Pääosa levitetystä ureasta kulkeutuu kiitoteiden reunoille. Urea huuhtoutuu sade- ja sulamisvesien mukana maahan. Maaperän ollessa hyvin vettä läpäisevää pääsee ureapitoinen vesi tunkeutumaan pohjaveteen. Salaojitetuilla ja viemäröidyillä kentillä osa ureasta saadaan kerättyä hulevesiverkostoon, josta se voidaan johtaa pohjavesialueen ulkopuolelle.

Britschgi (1993) on tehnyt selvityksen lentokentistä, jotka sijaitsevat yhdyskuntien vedenhankinnalle tärkeiksi määritellyillä pohjavesialueilla tai niiden välittömässä läheisyydessä. Haittavaikutuksille ovat alttiimpia kentät, joissa urean käyttömäärät ovat suuria ja joissa maaperä on karkearakeista ja kerrospaksuudet vähäisiä.

Urean käytön vaikutuksesta kohonneita typpipitoisuuksia havaittiin Helsinki-Vantaan, Turun, Kuoreveden Hallin, Kuusamon ja Rovaniemen lentokenttäalueiden pohjavesissä (kuva 8). Nitraattipitoisuudet ylittivät kaikilla näillä kentillä ainakin ajoittain sosiaali- ja terveysministeriön asettaman talousveden laatuvaatimusrajan 25 mg/l. Korkein pitoisuus oli Helsinki-Vantaan lentokenttäalueen pohjavedessä (148 mg/l). Rovaniemellä lentokentän lähellä sijainnut Someronharjun pohjavedenotto jouduttiin sulkemaan vuonna 1981 nitraattipitoisuuden ylittäessä 25 mg/l. Turun lentokenttäalueella typpipitoisuudet ovat pysyneet korkeina suojatoimenpiteistä huolimatta. Nitraattipitoisuuden alenemisen on arvioitu kestävän useita kymmeniä vuosia.



Kuva 8. Pohjavesien havaitut nitraattipitoisuudet lentokenttäalueilla (Britschgi 1994).

Gustafsson (1995) on selvittänyt Helsinki-Vantaan lentoasemalla liukkauden estoon käytettävien kemikaalien vaikutusta pohjaveteen. Urean käytön vaikutus pohjaveteen on ollut havaittavissa kohonneina nitraattipitoisuuksina jo vuodesta 1964. Kiitoteiden risteyksessä sijaitsevasta kaivosta vedenotto on jouduttu lopettamaan kohonneiden nitraattipitoisuuksien takia. Helsinki-Vantaan lentoasemalla on jo useita vuosia käytetty urean rinnalla korvaavia kemikaaleja.

Urean aiheuttamia haittoja voidaan vähentää kiitoratojen reunojen tiivistyksellä, lentokenttäalueiden salaojituksella ja lentokenttävesien johtamisella pois pohjavesialueelta. Salaojavedet sisältävät tyypeä ainoastaan keväällä lumen sulamisen aikana. Lentokenttäviranomaiset pitävät liian kalliina ratkaisuna näiden vesien käsittelyä jätevedenpuhdistamolla (Britschgi 1993).

## 4.5 Kaatopaikat ja jätevedet

Vuotavat jätevesiviemärit, jäteveden maahan imeytys sekä pohjavesiesiintymän alueelle sijoitetut kaatopaikat voivat johtaa pohjaveden pitkäaikaiseen likaantumiseen. Vaurio voi tulla usein ilmi vasta pitkän ajan kuluttua vahingollisen tapahtuman alkamisen jälkeen. Vuotavan viemärin korjaaminen parantaa välittömästi tilannetta. Kaatopaikalta tulevien valumavesien pääsyn estäminen pohjaveteen vaatikin jo laajoja ja kalliita kunnostustoimenpiteitä.

Kaatopaikkojen ympäristövaikutukset voivat paikallisesti olla merkittäviä. Jätetäytöstä suotautuvien vesien määrä ja laatu vaihtelee suuresti. Tyypillinen kaatopikkojen ja jätevesien aiheuttama haitta pohjavesille on typpiyhdisteiden määrän lisääntyminen (taulukko 1). Aivan kaatopaikan läheisyydessä typpi esiintyy ammoniumtyyppinä anaerobisista olosuhteista johtuen. Tätä vyöhykettä kutsutaan pelkistysvyöhykkeeksi. Tällä alueella tavataan myös korkeita rauta- ja mangaanipitoisuuksia sekä korkeita bakteerimääriä. Mentäessä kauemmaksi kaatopaikasta, jolloin happea jo esiintyy pohjavedessä, ammoniumtyppi hapettuu nitraatiksi.

Taulukko 1. Kaatopaikka-, asumajäte- ja pohjavesien keskimääräisiä laatutietoja.

	Kaatopaikan suotovesi	Käsitlemätön jätevesi	Puhdas pohjavesi
Sähkönjohtavuus mS/m	340	75	10
pH	7,0	7	6,5
COD	800	450	< 1
NH <sub>4</sub> - N	20	30	< 0,02
NO <sub>3</sub> - N	1	5	< 0,5
Kok. N	80	30	< 0,5
Kok. P	1	9	< 0,015
Kloridi	500	100	< 3
Rauta	30	3	< 0,1
Mangaani	2,5	0,5	< 0,05

Kaatopaikan pohjavettä likaava vaikutus ei riipu pelkästään jätteen ominaisuuksista vaan myös kaatopaikan hoidosta, alueen geologiasta, ilmastollisista tekijöistä, topografiasta ja valumavesien keräyksen järjestelystä. Pääsääntöisesti kaikkien eristämättömien kaatopaikkojen alla oleva pohjavesi on likaantunutta ja muuttunutta. Vaikutus voi ulottua olosuhteista riippuen useista sadoista metreistä yli kilometriin kaatopaikasta.

Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojektin yhteydessä vuonna 1994 todettiin luokitelluilla pohjavesialueilla olevan kaikkiaan 299 jätteenkäsittelylaitosta. Nämä pääasiassa vanhat kaatopaikat sijaitsivat usein soranoton yhteydessä syntyneissä sorakuopissa. Koska kaatopaikkojen tiedetään aiheuttavan ongelmia pohjavesille niiden käytön lopettamisen jälkeenkin, voidaan todeta pohjaveden likaantumisuhan olevan suuri monilla pohjavesialueilla (Pärjälä 1986).

Eräs tärkeimmistä kaatopaikkojen ympäristöhaittojen vähentämiskeinoista on kaatopaikkavesien muodostumisen ja leviämisen rajoittaminen. Lika-aineiden leviämistä voidaan ehkäistä pohjavedenpintaa alentamalla, jottei pohjavesi joudu kosketuksiin jätteen kanssa. Kaatopaikan pohjantiivistys uutta kaatopaikkaa perustettaessa on myös tehokas keino ympäristöhaittojen vähentämiseksi. Kaatopaikka-alueen salaojituksella puolestaan voidaan estää jätteen kanssa kosketuksiin joutuneen pohjaveden leviäminen laajemmalle alueelle (Mälkki ym. 1987, Kalliokoski ym. 1987).

Jätevettä voi päästä maaperään ja pohjaveteen monella tavalla, esimerkiksi vuotavista viemäreistä, sakokaivoista, tarkastuskaivoista, pumppaamoista, jätevedenpuhdistamoista. Vuotokohdan paikallistamisen jälkeen on välittömästi ryhdyttävä toimenpiteisiin, joilla estetään jäteveden pääsy pohjaveteen. Tavallisesti kysymykseen tulee vuotavan putken uusiminen tai saumojen tiivistäminen.

Maahan imeytyksessä jäteveden typpipitoisuus vähenee ainoastaan 20 - 40 % (Santala 1990). Osa tyyppistä voidaan saada sitoutumaan kasvillisuuteen, jos imeytys toteutetaan haihdutuskentän avulla. Puhdistuminen tapahtuu pääasiassa välittömästi imeytymispinnan alapuolella. Jotta välttyttäisiin pohjaveden likaantumiselta, tulee imeytyspinnan ja ylimmän imeytyksen aikana esiintyvän pohjaveden pinnan korkeuseron olla riittävän suuri. On syytä ottaa huomioon myös pohjavedenpinnan kohoaminen jätevesien maahan johtamisen seurauksena.

## 4.6 Maa-aineksen otto

Vedenhankintaan käyttökelpoiset pohjavesivarat sijaitsivat pääasiassa hiekka- ja sora-alueilla. Hiekkaa ja soraa tarvitaan myös rakennustoimintaan. Pohjaveden suojelu ja soranotto tulisi toteuttaa siten, ettei vedenhankinnalle tällä hetkellä eikä tulevaisuudessa aiheutettaisi vahinkoa.

Luonnontilaiselle pohjavedelle on ominaista vähäiset vuodenaikasta johtuvat laadun vaihtelut. Ne ovat yleensä sitä pienempiä, mitä paksumpi on pohjaveden yläpuolella oleva maakerros. Tämän takia vedenottamon lähellä tapahtuva maanotto lisää veden laadullisia vaihteluita. Pohjaveden likaantumisherkyys on sitä suurempi, mitä laajempi osa valuma-alueesta on kaivettu ja mitä lähemmäksi pohjavedenpintaa soranotto ulottuu. Soranottoalueen sijainti valuma-alueella vaikuttaa myös huomattavasti

pohjaveden laatuun. Jos soranotto tapahtuu pääasiassa harjun karkearakeisessa, vettä hyvin johtavassa ydinosassa kulkeutuvat epäpuhtaudet kaivualueelta nopeasti ja kauas. Huolimattoman maa-ainesten oton seurauksena voi pintavettä päästä kulkeutumaan soranottoalueelle ja edelleen pohjaveteen. Tämä voi johtua esimerkiksi pohjavesialueen reunaosien ojituksesta.

Poistettaessa vettä haihduttava kasvillisuus soranottoalueilta kasvavat sade- ja sulamisvesistä pohjavedeksi muodostuvan veden määrä sekä pohjaveden pinnan vaihteluväli. Useilla alueilla pohjavesi voi nousta keväällä maanpinnan yläpuolelle.

Laaja-alainen kaivutoiminta, joka kattaa yli kolmasosan pohjaveden muodostumisalueesta, vaikuttaa pohjaveden koostumukseen. Laaja-alaisella soranottoalueella on pohjavedessä enemmän ioneja kuin luonnontilaisessa ympäristössä. Tämä johtuu lähinnä kasvillisuuden ja maannoskerroksen poistamisesta. Erityisesti kloridin ja nitraatin suhteelliset osuudet kasvavat. Kohonneetkin ionipitoisuudet ovat kuitenkin pieniä verrattuna hyvälle talousvedelle asetettuihin raja-arvoihin.

Hyypä ja Penttinen (1993) ovat tutkineet soranoton vaikutusta pohjaveteen. Tutkimukseen kuului yhteensä 86 kohdetta, jotka sijaitsivat Etelä-, Lounais- ja Keski-Suomessa sekä Pohjanmaalla. Kohteet jaettiin soranottotilanteesta riippuen neljään pääryhmään; luonnontilaiset alueet, alueet, joilla soranotto on käynnissä tai päättynyt sekä pohjavesilammet. Nitraattia oli pohjaveden pinnan yläpuolisten soranottoalueiden pohjavesissä keskimäärin yli neljä kertaa niin paljon kuin luonnontilaisissa pohjavesissä. Talousveden terveydellinen raja-arvo ylitettiin kuitenkin vain kahden ottoalueen pohjavedessä. Kummassakin kohteessa oli soranoton lisäksi jokin muu veden laatuun todennäköisesti vaikuttava tekijä. Yhdellä käynnissä olevalla ottoalueella nitraatin maksimipitoisuus oli lähellä raja-arvoa. Pohjavesilammen vaikutus ympäröivään pohjaveteen riippuu lammen sijainnista ja siitä johtuvasta pohjavesien virtausolosuhteista. Läpivirtaamaton lampi ei juuri vaikuta pohjaveden koostumukseen. Siinä likaantumisen vaikutus näkyy vain itse lammikon tilan huononemisenä. Läpivirtaavassa lammessa pohjaveden laadun heikkenemisen riski on ilmeinen.

## 4.7 Muut syyt

### 4.7.1 Taimitarhat

Metsänviljelyssä siirryttiin 1960-luvulla kylvöstä istutuksiin. Tarhojen taimikasvatus on suurelta osin keskittynyt harju- ja reunamuodostumien alueelle. Viljelyn kannalta edullisia ovat erityisesti kyseisiin muodostumiin liittyvät hienohiekkakankaat, joiden maaperä täyttää hyvin metsäpuutaimien kasvuolosuhteiden ja viljelytekniikan vaatimukset. Nämä kankaat kuuluvat yleensä osina pohjavesialueisiin, joiden pohjavesivarjoja jo hyödynnetään tai alueet ovat tulevaisuutta ajatellen potentiaalisia pohjavesilähteitä. SAMASE-projektin yhteydessä todettiin 38 taimi- tai puutarhan sijaitsevan luokitellulla pohjavesialueella. Luku ei anna todenmukaista kuvaa tilanteesta, sillä vain puolet vesi- ja ympäristöpiireistä kartoitti taimi- ja kauppapuutarhoja.

Taimien riittävä ja suhteiltaan oikea ravinteiden saanti järjestetään kasvualustan peruslannoituksella sekä kasvukaudenaikaisilla toistuvilla hoitolannoituksilla. Käytettävät lannoitteet ovat yleensä nopealiukoisia moniravinnelannoitteita.

Taimitarhat aiheuttavat alueidensa pohjavesissä voimakasta typpiyhdistemäärien kasvua. Itse taimitarhan alueella pohjaveden sallitut typpiyhdistemäärät ilmeisesti useimmiten ylittyvät. Kastelu ei vaikuta ravinteiden huuhtoutumiseen, koska sen tarkoituksena on korvata pelkästään maan pintakerroksesta tapahtuvaa haihduntaa. Vedenottamoiden turvalliset sijoitusetäisyydet riippuvat lähinnä maaperän vedenjohtavuudesta sekä vesivaraston suuruudesta. Haittavaikutuksia on arvioitava aina tapauskohtaisesti ottaen huomioon alueen hydrogeologiset olosuhteet (Mälkki ym. 1988).

#### 4.7.2 Golfkentät

Golfkenttien lukumäärä on kasvanut maassamme nopeasti viime vuosien aikana. Niitä on rakennettu metsämaalle ja entisille peltoalueille, mutta myös pohjavesialueille. Golfnurmikolta edellytetään hyvää talvehtimiskykyä sekä kestävyyttä pelaamiseen. Lisäksi niiden tulisi täyttää tietyt esteettisiä ja peliteknisii normeja, kuten syvänvihreä väri ja tasalaatuisuus. Tavoitteeseen pyritään sekä nurmikon hoidon että geoteknisten ratkaisujen avulla.

Golfkentän hoito vaihtelee eri alueiden mukaan. Nurmikon leikkuukorkeus viheriöllä on noin 5 mm, lyöntipaikoilla hieman suurempi ja väylillä noin 15 mm. Nurmikkoalueesta suurimman osan muodostavat väylät ja karheikot. Lyöntipaikkoja ja viheriöitä on ainoastaan viitisen prosenttia nurmikkoalasta. Lannoitteiden käyttö on viheriöllä ja lyöntipaikoilla selvästi runsaampaa kuin muulla nurmikkoalalla (taulukko 2). Koko nurmikkoalalla käytetty typen määrä on kuitenkin pieni verrattuna esimerkiksi tavalliseen nurmirehutuotantoon.

Taulukko 2 . Typen käyttö golfkentillä vuonna 1990 (Littunen ym. 1995).

Lannoituksen kohde	Lannoitteen typpimäärä
	kg/ha
Viheriöt	290
Lyöntipaikat	170
Väylät	104
Karheikot	63
Koko nurmikkoala	95

Typen huuhtoutumiseen nurmikolta vaikuttavat mm. lämpötila, kasvipeite, maaperän laatu, sadanta ja kastelu, typpilannoituksen määrä ja laatu sekä lannoitusajankohta. Golfkentiltä pohjavesiin suotautuvan veden nitraattipitoisuus jää tavallisesti alle 10 mg/l. Kentän hydrogeologisista olosuhteista riippuu, kuinka laajalle aluelle vaikutukset ulottuvat (Littunen ym. 1995).

Siilinjärven kunnan Tarinaharjun golfkentällä on tehty kenttätutkimuksia, joiden avulla on pyritty selvittämään golfkenttätöiminnasta mahdollisesti aiheutuvat pohjaveden laadun muutokset. Tarinaharjulla golfkenttätöiminta on selvästi lisännyt kentän alueella pohjaveteen huuhtoutuvien tyyppiyhdisteiden määrää. Lysimetreissä havaitut nitraattipitoisuudet olivat monikymmenkertaiset luonnontilaiseen verrattuna. Viheriön hiekkalysimetrissä nitraattityppi muodostaa suurimman osan kokonaistypestä. Tästä huolimatta analyysitulosten nitriittitypen keskiarvo ylittää talousvedelle annetun raja-arvon (Littunen ym. 1995).

## 5 AIKAISEMPIA SELVITYKSIÄ POHJAVESIEN TYPPIPITOISUUKSISTA

### 5.1 Valtakunnallinen kaivovesitutkimus

Tutkimuksessa selvitettiin 1421 kaivon veden laatu kertatutkimuksena ja 421 kaivon veden laatu kolmena eri vuodenaikana vuosina 1990 - 1993. Projektin tarkoituksena oli antaa mahdollisimman todenmukainen kuva haja-asutusalueilla käytettävän talousveden laadusta. Koska kaivot ovat yleensä varsinaisten pohjavesialueiden ulkopuolella, niiden veden laatu ei edusta Suomen hiekka- ja sora-alueiden pohjavesien keskimääräistä laatua. Lisäksi kaivot sijaitsevat tavallisesti asumusten välittömässä läheisyydessä, jolloin vesi on alttiina likaantumiselle. Myös pintavesien pääsy kaivoon voi olla merkittävä veden laadun heikentäjä.

Tyyppiyhdisteistä ammoniumia ja nitriittiä oli määritettävissä olevia pitoisuuksia vain noin 10 %:ssa kaivoista ja määritetyt pitoisuudet olivat muutamaa poikkeusta lukuunottamatta erittäin pieniä. Nitraattipitoisuudet olivat yleisimmin alueella 0,5 - 15 mg/l, mutta yksittäisiä suuriakin pitoisuuksia esiintyi. Veden terveydellinen laatu ei vastannut talousveden laatuvaatimuksia korkeista nitraattipitoisuuksista johtuen 11 - 13 %:ssa tutkituista kaivovesistä.

Sisä-Suomen, Pohjois-Karjalan ja Pohjois-Suomen kaivovesien nitraattipitoisuudet olivat selvästi suuremmat kuin rannikolla, mikä johtuu muun muassa maaperän läpäisevyydestä, kaivojen sijoittamisesta lähelle likaavia kohteita ja kaivojen heikosta kunnosta. Sisä-Suomen kaivovesien nitraattipitoisuudet erottuivat vielä tästäkin joukosta muita korkeampina. Syynä tähän lienee alueella harjoitettava karjatalous ja peltoviljely, sekä jätevesien johtaminen maaperään. Myös maan pohjoisosissa esiintyy ajoittain korkeahkoja nitraattipitoisuuksia.

Kallioporakaivoissa nitraattipitoisuudet olivat selvästi pienemmät kuin muissa kaivotyypeissä. Kivikehäkaivoissa nitraatin ja  $\text{KMnO}_4$ -luvun rajat ylittyivät useimmiten. Kivikehäkaivojen rakenne on harvoin tiivis ja kaivoihin pääsee helposti pintavettä, jonka mukana kaivoon kulkeutuu lika-ainetta ja humusta. Lisäksi kivikehäkaivot ovat matalia.



Peltojen, navettojen ja sikalojen lähellä olevien kaivojen nitraattipitoisuudet olivat korkeimmat vertailtaessa kaivon sijainnin vaikutusta veden laatuun. Tämä kuvaa selvästi lannoituksen ja karjarakennusten sekä korkeiden typpipitoisuuksien välistä yhteyttä. Metsässä sijaitsevilla kaivoilla oli käytännöllisesti katsoen kaikkien ionien pitoisuudet pienemmät kuin muissa kaivoissa.

Verrattessa veden laatutietoja vuosina 1958 - 59 tehtyyn talousvesitutkimukseen havaitaan, että nitriittipitoisuusraja ylittyi selvästi harvemmin vuosina 1990 - 93 tehdyssä tutkimuksessa. Etenkin Lounais- ja Pohjois-Suomessa tilanne on parantunut. Korkeita ammoniumpitoisuuksia, jotka yleensä osoittavat tuoretta ulostesaastumista, esiintyi kaikilla alueilla harvemmin kuin 30 vuotta sitten. Nitraatin keskimääräisessä esiintymisessä ei ole tapahtunut muutoksia. Kaivokohtaiset muutokset ovat kuitenkin suuret johtuen muuttuneista maankäyttömuodoista tutkimuskaivojen läheisyydessä. Edellisen valtakunnallisen talousvesitutkimuksen aikaan yleisin kaivotyyppi oli kivikehäkaivo. Betonirengaskaivoja oli jonkin verran. Pääasiassa kaivotyypistä johtuen kaivovedet olivat 1950-luvulla alttimpia likaantumiselle. Lisäksi kaivot sijaitsivat usein myös karjasuojien välittömässä läheisyydessä (Korkka-Niemi ym. 1993).

## 5.2 Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoitus

Geologisen tutkimuskeskuksen maaperäosasto kartoitti vuosina 1978 - 82 koko maan pohjaveden laatua. Vesinäytteitä pyrittiin kokoamaan kaksi näytettä peruskarttalehteä kohti. Kaikkiaan koottiin noin 5 900 vesinäytettä luonnontilaisista ja katetuista lähteistä, tavallisista kuilukaivoista ja kallioon poratuista kaivoista. Tutkimuksen tavoitteena oli paitsi järjestetyn vedenhankinnan ulkopuolisten haja-asutusalueiden pohjaveden laadun kartoitus, myös luonnollisten ja ihmisen vaikutuksen alaisten ympäristötekijöiden osuuden selvitys pohjaveden laadun säätelijöinä.

Aineistosta tehty varianssianalyysi osoitti ihmistoiminnan olevan suurin vedenlaatuun vaikuttava tekijä. Herkimmin likaantumista osoittavat nitraatti, kloridi ja kalium. Ihmisen vaikutus havaittiin miltei kaikkialla matalapohjaveden laadussa. Luonnontilaisillakin alueilla ilmaperäinen rikki- ja typpilaskeuma aiheuttaa lievää kontaminaatiota.

Yleisten vesilaitosten hiekka- ja sora-alueilta saatava vesi oli yleensä moitteetonta. Liian korkeita nitraattipitoisuuksia (yli 30 mg/l) oli hyvin harvoin. Haja-asutusalueiden yksityiskaivojen veden laatu vaihteli enemmän, koska kaivot ovat hyvin erilaisissa muodostumissa ja niiden kunto ja vesimäärät vaihtelevat suuresti. Yli 12 %:ssa näytteistä  $\text{NO}_3^-$  -pitoisuudet ylittivät 30 mg/l. Muita terveydelle haitallisia aineita oli harvoin suositusten ylittäviä määriä. Vanhat ja huonokuntoiset, usein vielä kivi- ja puukehyksiset, kaivot olivat likaantuneimpia (Lahermo ym. 1990).

### 5.3 Tutkimus peltolannoituksen vaikutuksesta pohjaveden laatuun Rengon maanviljelysaluella

Tutkimuksessa pyrittiin selvittämään lannoituksen voimakkuuden, peltojen etäisyyden ja maalajien vaikutusta pohjaveden laatuun, erityisesti typpipitoisuuteen. Rengon alue käsittää kallioperän ruhjevyöhykkeeseen syntyneen, aineksiltaan hiekkavaltaisen ja virtaustavaltaan synkliinisen pitkittäisharjun. Tutkimus- ja vertailukohteina olivat luonnontilainen, normaalisti lannoitettu ja voimakkaasti lannoitettu harjualue. Näytteet otettiin vuosina 1985 - 87 alueella sijaitsevista 27:stä pohjavesikaivosta ja lähteestä (Britschgi 1989).

Luonnontilainen pohjavesialue oli pääasiassa metsätalouskäytössä ja siellä harjoitettiin jonkin verran myös soranottoa. Metsä oli mäntyvaltaista. Pääosa alueen rakennuksista oli kesäasuntoja. Kasvuikäistä puustoa lannoitettiin 6 - 10 vuoden välein. Tarkkoja tietoja alueella käytetyistä lannoitemääristä ei ole ollut saatavilla.

Normaalisti lannoitetulla peltoalueella tärkeimmät viljelykasvit olivat viljat ja peruna. Jonkin verran viljeltiin myös sokerijuurikasta. Alueella oli sekä omakotiasutusta että maatiloja karjasuojineen. Viljoille vuosittain kerta-annoksena tulevan lannoitteen typpimäärä oli keskimäärin 42 kg/ha. Perunan osalta vaihteli typpilannoituksen määrä välillä 49 - 70 kg/ha.

Voimakkaasti lannoitetulla alueella viljeltiin pääasiassa perunaa ja sokerijuurikasta. Sokerijuurikkaan viljelyalueella vuosittain lannoituksen mukana tuleva typpimäärä oli 130 - 160 kg/ha. Alueelle on myös sadetettu vuosina 1975 - 84 perunajauhotehtaan jätevesiä. Tästä aiheutuneeksi vuosittaiseksi typpikuormaksi on arvioitu 370 kg/ha.

Tulosten perusteella voidaan todeta pohjavesikaivojen veden laadun heikkenevän lannoitusmäärien kasvaessa. Nitraattityppipitoisuudet olivat normaalisti lannoitetulla peltoalueella yli 16 kertaa suurempia luonnontilaiseen alueeseen verrattuna. Voimakkaasti lannoitetun harjualueen nitraattipitoisuudet olivat peräti 19-kertaiset luonnontilaiseen nähden. Ammoniumtyppipitoisuus oli kohonnut normaalisti lannoitetulla yli 6-kertaiseksi ja voimakkaasti lannoitetulla 3-kertaiseksi luonnontilaiseen harjualueeseen verrattuna.

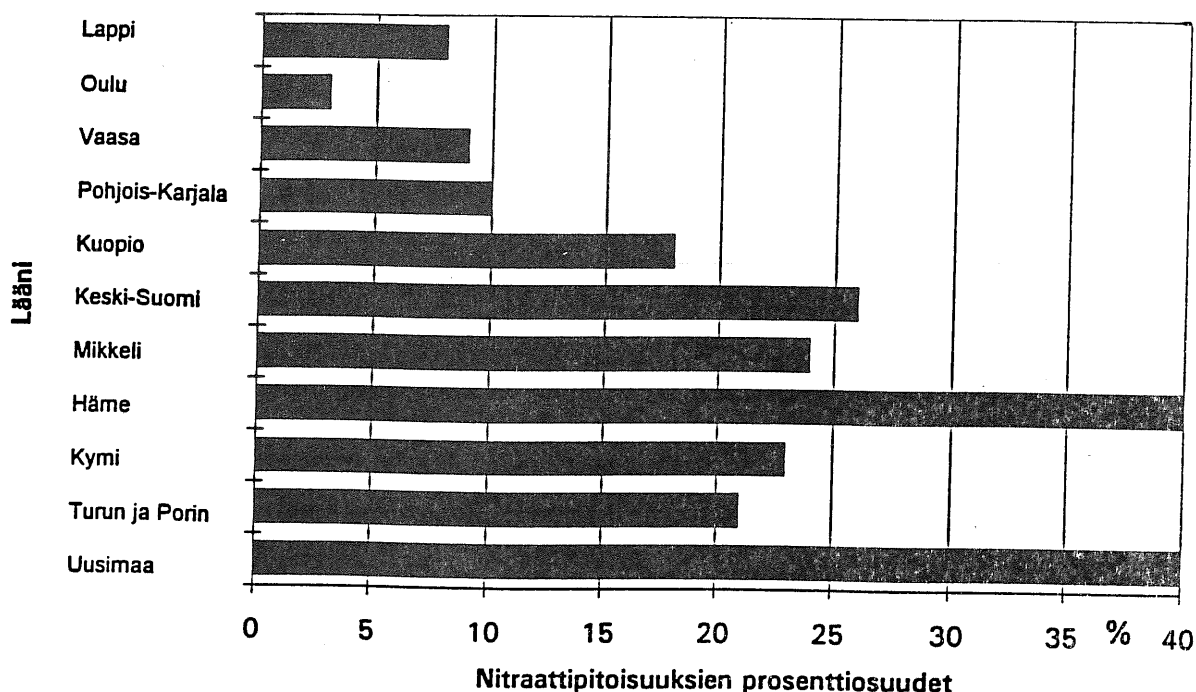
Veden nitraattityppipitoisuus oli selvästi riippuvainen kaivon ja pellon välisestä etäisyydestä. Alle 10 m etäisyydellä lannoitetusta harjualueesta sijaitsevien kaivojen pohjaveden nitraattityppipitoisuus oli keskimäärin 5 mg/l. 10 - 100 m etäisyydellä pelloista sijaitsevien kaivojen veden nitraattityppipitoisuus ylitti yleensä 3,0 mg/l. Kun etäisyys kasvoi 100-300 m:iin väheni nitraattityppipitoisuus tasolle noin 2 mg/l. Yli 300 m päässä lannoitetusta harjualueesta sijaitsevien kaivojen pohjaveden nitraattipitoisuus on tutkimuksessa ollut keskimäärin tasolla 1 - 2 mg/l.

Kaivon sijaintimaalajin vaikutusta kaivoveden nitraattityppipitoisuuteen tarkasteltiin etäisyysryhmien pohjalta. Kaikissa ryhmissä havaittiin kaivoveden nitraattityppipitoisuuden kasvavan maalajikkeen raekoon kasvaessa. Nitraatin huuhtoutuminen pohjavesiin oli voimakkainta sora- ja hiekkamailta. Maalajin määrittäminen perustuu pelkästään pintaosista tehtyihin geologisiin havaintoihin sekä kaivon rakentamisajalta oleviin muistinvaraisiin tietoihin. Tarkastelu oli tästä sekä kaivojen pienestä lukumäärästä johtuen lähinnä suuntaa-antava (Britschgi 1989).

## 5.4 Esiselvitys korkeiden nitraattipitoisuuksien esiintymisestä pohjavesissä

Yrjänä (1983) on selvittänyt nitraattipitoisuuden alueellista vaihtelua vedenlaaturekisteristä sekä vesihuoltotilastosta. Vuonna 1980 raakaveden nitraattipitoisuuksien keskiarvo oli noin 3,0 mg/l. Pohjavedenottamoiden kohonneet (yli 5 mg/l NO<sub>3</sub>) nitraattipitoisuudet ovat selvästi yleisempiä Etelä- kuin Pohjois-Suomessa. Vuonna 1980 keskimääräistä enemmän kohonneita pitoisuuksia oli Hämeen, Mikkelin, Kymen, Keski-Suomen, Uudenmaan sekä Turun ja Porin lääneissä (kuva 9).

Vaikka pohjavesilaitosten raakaveden nitraattipitoisuudet olivat alhaisia, lievää kohoamista on ilmeisesti kuitenkin tapahtunut 1970-luvun kuluessa. Pitoisuuden 30 mg/l nitraattia ylittävää raakavettä käyttävien pohjavesilaitosten osuus oli pysynyt alle 1 %:ssa. Pohjavesilaitokset sijaitsevat yleensä antoisilla pohjavesialueilla. Niiden veden laatu on parempi kuin varsinaisten pohjavesialueiden ulkopuolella olevien kaivojen.



Kuva 9. Pohjavesilaitosten raakaveden 5 mg/l ylittävien nitraattipitoisuuksien prosenttiosuudet kaikista näytteistä lääneittäin vuonna 1980 (Yrjänä 1983).

## 5.5 Typpiyhdisteet maatalousalueiden kaivovesissä

Kaivovesien typpiyhdisteiden pitoisuuksia tutkittiin Helsingin ja Turun vesipiirien alueella ottamalla valituista kaivoista neljä näytettä vuoden 1982 aikana. Vesinäytteet otettiin 27:stä hyväkuntoisesta betonirengaskaivosta. Tutkimuksen kohteina olevilla alueilla viljellään pääasiassa sokerijuurikasta ja viljakasveja. Sokerijuurikkaan viljely on keskittynyt hyvin vettä läpäiseville maille.

Puolessa tutkituista peltojen vaikutuspiirissä sijanneista kaivoista veden nitraattipitoisuus ei ajoittain täyttänyt hyvälle talosvedelle asetettuja vaatimuksia. Kokonaistypen ja nitraatin pitoisuudet olivat keväällä ja syksyllä muita

näytteenottoajankohtia korkeampia. Peltujen välittömässä läheisyydessä sijaitsevilla kaivoissa oli nitraattia jonkin verran enemmän kuin kaivoissa, joiden voitiin katsoa olevan pellon vaikutuspiirin ulkopuolella. Hietamaiden ympäröimissä kaivoissa pitoisuudet olivat suurempia kuin savialueiden kaivoissa. Kuitenkin aivan lähekkäistenkin kaivojen vedenlaatu saattoi olla hyvin erilainen (Vainio 1984).

## 5.6 Haja-asutuksen vedenhankinnan kehittäminen -projekti

Tutkimuksessa selvitettiin Keski- ja Itä-Suomen alueelta satunnaisotantana valituista (5 eri kuntaa, 30 kaivoa kustakin) haja-asutusalueen kaivoista veden laatua vuosina 1986 - 1989. Kaikki kaivot olivat jatkuvassa ympärivuotisessa käytössä ja ne sijaitsivat yleensä pihapiirissä. Kaivojen geologisia olosuhteita ei tutkittu tarkemmin. Nitraatin suhteen laatuvaatimuksia ei täyttänyt 18 % kaivoista. Tutkimuksessa nitraatin raja-arvona on käytetty 30 mg/l. Kuntien väliset erot eivät olleet merkittäviä.

Kaivon sijainnilla ja kunnolla todettiin olevan suuri vaikutus kaivovesien laatuun. Näytteenottoaikana noin puolella tutkituista talouksista oli kotieläimiä. Nitraatin pitoisuus oli suurempi sellaisten tilojen kaivoissa, joilla oli kotieläimiä (Korhonen ym. 1990).

## 5.7 Maaningan Halolan lysimetrikenttä

Maaningan Halolaan rakennettiin lietelannoituksen huuhtoutumistutkimuksia varten koekenttä 1970 -luvun lopussa. Koekentältä kootaan 0,75 ha:n alueelta 15 koeruudulta kaikki salaoja- ja pintavedet havaintorakennukseen, jossa koeruuduttain kerätään kokoomanäytteet ja mitataan vesimäärät. Alueen maaperätutkimusten perusteella voitiin olettaa huuhtoutumista tapahtuvan myös pohjaveteen, joten koekentälle asennettiin 6 pohjaveden havaintoputkea noin 7 metrin syvyyteen. Vesinäytteitä on kerätty havaintoputkista lokakuusta 1978 alkaen lukuunottamatta vuotta 1983.

Pohjavesien laadun vaihtelu on ollut erityisen suuri. Alkutilanteessa vuonna 1978 suurin nitraattipitoisuus oli 222,4 mg/l ylittäen reilusti juomavesille sallitun ylimmän nitraattipitoisuuden. Typpipitoisuudet laskivat tästä vuosina 1979 - 80, mutta alkoivat jälleen nousta vuonna 1981 ja nousu jatkui vielä vuonna 1983, jolloin suurin havaittu nitraattipitoisuus oli 113,1 mg/l.

Pohjaveden typpipitoisuuden vaihteluille on selvät syyt. Vuosi 1979 oli kalibrointivuosi, jolloin kenttää ei lannoitettu lainkaan ja vuoden 1980 keväällä tehtiin osalle alueesta lietelannoitus ja osalle väkilannoitus. Toisaalta sekä sademäärät että pohjaveden typpipitoisuus kasvoivat samoina vuosina.

Vuonna 1984 uudelleen aloitettu pohjavesien havainnointi osoitti typpipitoisuuksien olevan edelleen korkealla. Koekentän viljelykasvi vaihtui vuonna 1983 ohrasta nurmeksi, jota viljeltiin vuoteen 1985. Nurmen typpilannoitus oli runsasta, mutta pohjaveden nitraattipitoisuus kääntyi laskuun (Rönkä ym. 1987).

Keväällä 1989 kylvettiin kaikille koeruuduille ohraa. Valuman määrä vaihteli erittäin paljon. Talvi- ja kesäkuukausien aikana se oli hyvin vähäistä. Valuman huippu osui huhti-toukokuun vaihteen tienoille, jolloin valunta suurimmillaan oli lähes 800 litraa aarilta vuorokaudessa. Keväiset valuman huiput olivat syksyllä kynnetyillä koeruuduilla selvästi korkeammat kuin keväällä kynnetyillä. Valumaveden nitraattipitoisuuteen ei kynnöllä ollut selvää vaikutusta (Rinne ja Matinvesi 1990).

## 6 POHJAVESIEN KOHONNEIDEN NITRAATTIPITOISUUKSIEN ESIINTYMINEN

### 6.1 Aineiston hankinta

Tässä tutkimuksessa niiden pohjavedenottamoiden kartoittaminen, joissa esiintyy kohonneita nitraattipitoisuuksia, suoritettiin vesilaitosrekisterin sekä vesi- ja ympäristöpiireille suunnatun kyselyn avulla. Rekisterissä on tietoja pohjavedenottamoista, joiden vettä käyttää talousvetenään yli 200 henkeä. Kattavimmat tiedot vedenottamoiden nitraattipitoisuuksista oli vuodelta 1990, jolloin keskimääräiset nitraattipitoisuudet oli saatu 53 %:sta pohjavedenottamoista. Myös yksittäisiä analyysitietoja on tallennettu useiden ottamoiden osalta.

Kysely kohdistui ensisijaisesti sosiaali- ja terveysministeriön 1994 antaman nitraatin enimmäispitoisuuden ( $\geq 25$  mg/l) ylittäviin ottamoihin. Kyselyssä otettiin huomioon myös alle 200 henkilön ottamot, joita ei ole kirjattu vesilaitosrekisteriin. Turun, Mikkelin ja Lapin vesi- ja ympäristöpiirejä pyydettiin kuitenkin ilmoittamaan kaikki sellaiset ottamot, joilla esiintyi yli 5 mg/l pitoisuuksia, koska rekisteristä puuttuivat kyseisten piirien yksittäiset analyysitiedot kokonaan.

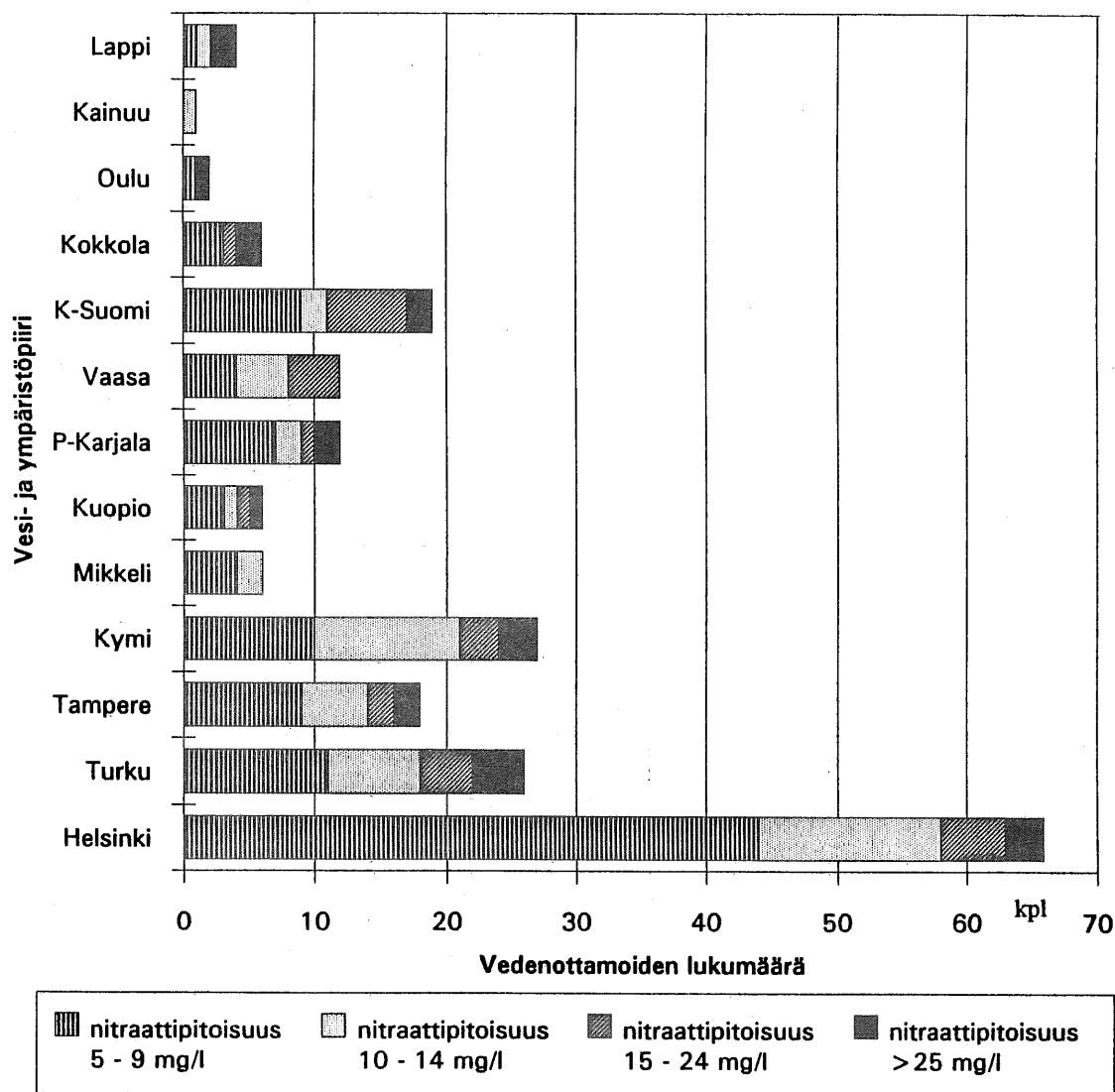
Selvityksessä kiinnitettiin huomiota kullakin ottamalla esiintyneisiin korkeimpiin nitraattipitoisuuksiin. Tästä syystä ensisijaisena lähteenä käytettiin kyselystä saatuja tietoja sekä tilastoa, jossa oli yksittäisten näytteenottokertojen tulokset. Aineistosta poistettiin kuitenkin sellaiset tiedot, joissa esiintyi selvää epäjohtomukaisuutta. Nitraattipitoisuuksien keskiarvot olivat lähinnä täydentävää tietoa. Tapauksissa, joissa ei ollut muuta tietoa saatavissa käytettiin keskiarvoa kyseisen ottamon veden nitraattipitoisuuden kuvaajana.

Vesilaitosrekisterissä joidenkin pohjavedenottamoiden tulokset perustuivat muutamaan tai vain yhteen mittaukseen. Tällöin ne eivät välttämättä anna todenmukaista kuvaa vedenottamon nitraattipitoisuudesta. Toisaalta useimmissa vedenottamoissa, joissa on esiintynyt korkeita nitraattipitoisuuksia, arvot ovat olleet vuodesta toiseen keskimääräistä suurempia. Aineiston epähomogeenisuudesta johtuen selvityksestä saadut tulokset ovat suuntaa-antavia.

## 6.2 Saadut tulokset

Luonnontilaisilla alueilla pohjaveden nitraattipitoisuus on ainoastaan 1 - 2 mg/l. Tässä selvityksessä pohjaveden kohonneen nitraattipitoisuuden rajana pidettiin 5 mg/l, joka on reilusti talousveden terveydellistä laatuvaatimusta alhaisempi. Lievästi kohonnut nitraattipitoisuus viittaa kuitenkin jo nitraattisaastumiseen.

Kohonneita nitraattipitoisuuksia esiintyi kaikkiaan 204:llä pohjavedenottamolla (taulukko 3 ja kuva 10), joista 142 oli ollut käytössä vuonna 1990. Kohonneet nitraattipitoisuudet olivat selvästi yleisempiä Etelä- kuin Pohjois-Suomessa. Keskimääräistä enemmän kohonneita pitoisuuksia oli Helsingin, Turun, Kymen, Keski-Suomen sekä Tampereen vesi- ja ympäristöpiireissä. Kymen alueen ottamoista 37 %:ssa esiintyi nitraattia yli 5 mg/l. Helsingin vesi- ja ympäristöpiirissä vastaava arvo oli 33 %. Koko maan ottamoista kohonneita nitraattipitoisuuksia oli 17 %:ssa.



Kuva 10. Pohjavedenottamoiden kohonneet nitraattipitoisuudet vesi- ja ympäristöpiireittäin.

Taulukko 3. Pohjavedenottamoiden lukumäärä nitraattipitoisuusluokittain sekä niiden prosenttiosuudet kaikista ottamoista.

Nitraattipitoisuusluokat mg/l	Lukumäärä kpl	Osuus kaikista ottamoista %
5 - 9	106	8,7
10 - 14	50	4,1
15 - 24	26	2,1
≥ 25	22	1,8

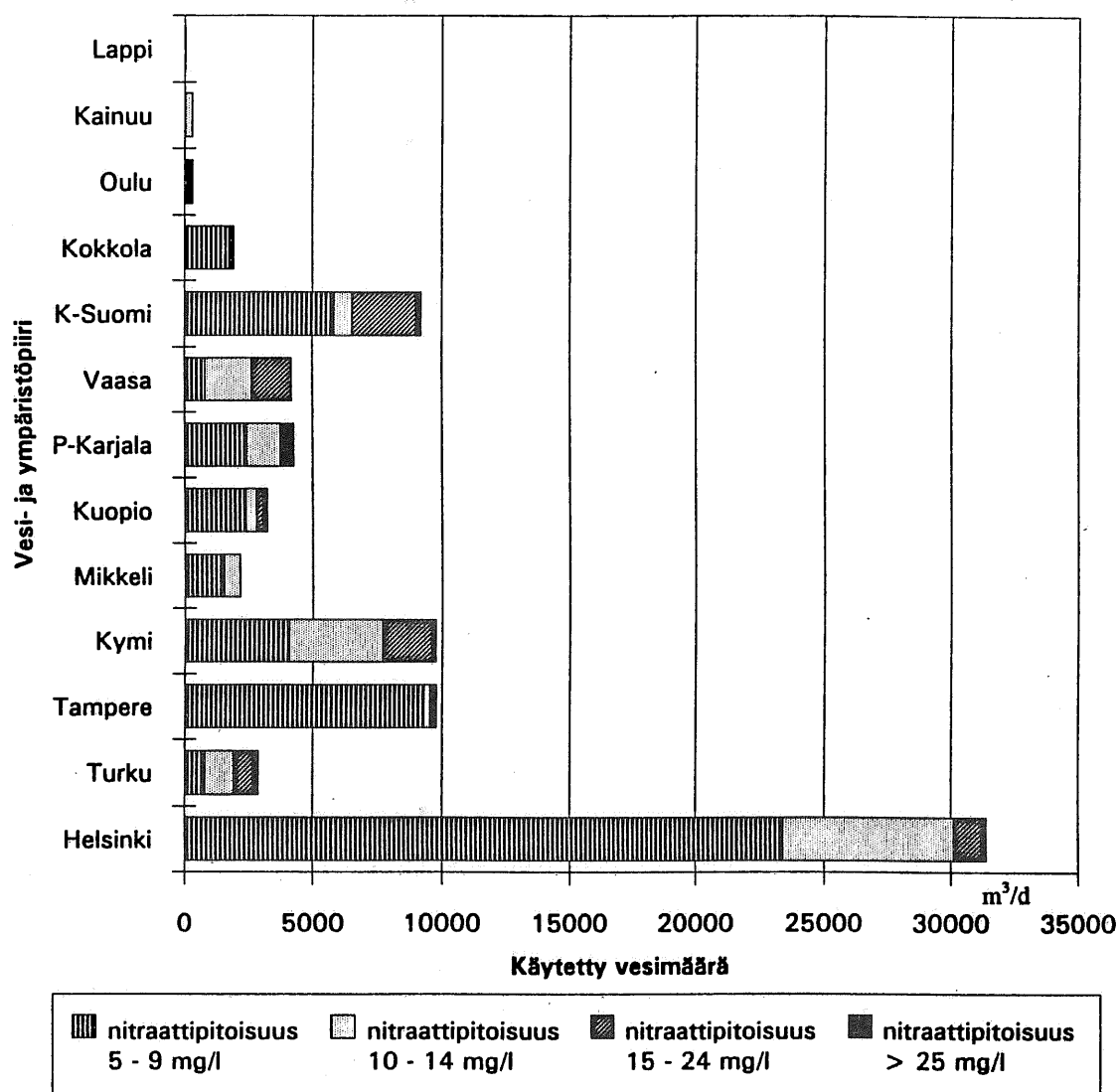
Sosiaali- ja terveysministeriön asettaman nitraatin enimmäispitoisuuden ylittäviä ottamoita oli kaikkiaan 22 kappaletta, joista vuonna 1990 oli ollut käytössä 13. Tämä merkitsee 1,8 % kaikista pohjavesilaitoksista. Kyseisiltä ottamoilta pumpattava vesimäärä on yleensä melko pieni, mutta joukosta löytyi yli 500 m<sup>3</sup>/d ottamokin. Ottamoita, jotka eivät täyttäneet talousveden terveydellistä laatuvaatimusta nitraatin osalta esiintyy eniten Turun vesi- ja ympäristöpiirissä (3 kappaletta); Helsingissä ja Kokkolassa oli kummassakin kaksi.

Pohjavedenottamoiden raakaveden keskimääräinen nitraattipitoisuus vuonna 1990 oli 2,66 mg/l. Pohjavesialueilla, joilla veden laatu on yleensä parempi kuin varsinaisten pohjavesialueiden ulkopuolella.

Yhteisvesimäärä niillä pohjavedenottamoilla, joilla esiintyy kohonneita nitraattipitoisuuksia, oli noin 80 000 m<sup>3</sup>/d. Tämä on 13 % jaetusta pohjaveden kokonaismäärästä. Nitraatin terveydellisen laatuvaatimuksen ylittävien ottamoiden osuus oli ainoastaan 0,3 %. Ne pohjavedenottamot, joissa esiintyi nitraattipitoisuuksia 5 - 9 mg/l edustivat käyttömäärien perusteella 8 % pumpatusta pohjaveden kokonaismäärästä (kuva11).

Verrattaessa eri piirien kohonneita nitraattipitoisuuksia ottamoiden käyttömäärän perusteella havaitaan ongelman keskittyneen Helsingin vesi- ja ympäristöpiirin alueelle. Lisäksi Tampereen, Kymen sekä Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiirit erottuvat muista piireistä. Turun vesi- ja ympäristöpiirissä on toiseksi eniten Helsingin piirin jälkeen ottamoita, joissa esiintyy kohonneita nitraattipitoisuutta. Näiden käyttö on kuitenkin hyvin vähäistä.

Vähiten kohonneita nitraattipitoisuuksia oli Oulun, Kainuun sekä Lapin vesi- ja ympäristöpiireissä. Voimaperäisen maatalouden keskittyminen Etelä-Suomeen selittää nitraattiongelman alueellisen jakautumisen. Pohjois-Suomessa lannoitteiden käyttömäärät ovat yleisesti ottaen vähäisempiä. Lisäksi ilmastollisilla ja hydrogeologisilla tekijöillä on vaikutusta tyyppiyhdisteiden huuhtoutumiseen.



Kuva 11. Niiden vedenottamoiden yhteisvesimäärät vesi- ja ympäristöpiireittäin, joilla esiintyy kohonneita nitraattipitoisuuksia.



## 7 NITRAATIN POISTOMENETELMÄT

### 7.1 Yleistä

Useissa Euroopan maissa sekä Yhdysvalloissa on viime vuosikymmeninä ollut havaittavissa merkittävää pohjaveden nitraattipitoisuuksien kasvua. Yleisimpänä syynä tähän on ollut voimaperäinen typpilannoitteiden käyttö maanviljelyssä. Myös Suomessa on havaittu pohjavesissä kohonneita nitraattipitoisuuksia. Pohjaveden kohonneista nitraattipitoisuuksista johtuen on jouduttu kiinnittämään huomiota toisaalta käyttökelpoisen pohjaveden löytämiseen ja toisaalta nitraatin poistomenetelmiin.

Koska typpi esiintyy maaperässä ja pohjavedessä yleisimmin nitraattina ja vain pieninä pitoisuuksina muina typen yhdisteinä, rajoitettiin tarkastelu koskemaan ainoastaan nitraatin poistomenetelmiä. Sosiaali- ja terveysministeriö on päätöksessään (21.1.1994) määrännyt nitraatin enimmäispitoisuudeksi 25 mg/l sekä nitriitin enimmäispitoisuudeksi 0,1 mg/l niiden terveydellisten vaikutusten perusteella. Nitraatti itsessään ei varsinaisesti ole myrkyllinen, mutta se voi suolistossa bakteeritoiminnan seurauksena muuttua nitriitiksi, jonka on todettu aiheuttavan nk. methemoglobinemiaa erityisesti pienillä lapsilla.

Erilaiset maa-alueiden käyttörajoitukset ja pohjaveden suojelutoimet ovat tärkeitä toimenpiteitä pyrittäessä ennalta ehkäisemään pohjaveden likaantumista. Kuitetenkin jo likaantumaan päässeen pohjaveden typpipitoisuuksien alentaminen pelkillä suojelutoimilla tulee viemään kohtuuttoman kauan. Yleisenä käytäntönä on tällöin ollut eri lähteistä otettujen vesijakeiden yhdistäminen niin, että on saavutettu annetut pitoisuusrajat täyttävää vettä. Tulevaisuudessa tämän vaihtoehdon käyttö tulee riippumaan vähä-nitraattisen veden saatavuudesta sekä veden johtamiskustannuksista pitkien matkojen takaa. Alueilla, joilla ei ole vaihtoehtoisia pohjavesilähteitä, joudutaan turvautumaan erilaisiin käsittelymenetelmiin liian korkeiden typpipitoisuuksien alentamiseksi. Poistomenetelmien kalleuden vuoksi olisi pääpaino kuitenkin edelleen pidettävä pohjavesien suojelussa sekä pohjavedenottamon paikan ja ottosyvyyden huolellisessa valinnassa.

Jos nitraatti on pohjavedessä kerrostuneena, voidaan veden otto keskittää vähä-nitraattiseen kerrokseen. Mm. Tanskassa on kehitelty tähän perustuva pumppaustekniikka nitraattipitoisuuden kontrolloimiseksi pohjavedenottamalla (Andersen ja Morthorst 1991).

Koska nitraatti on hyvin liukoinen veteen, ei sen kemiallinen saostaminen käytännössä ole taloudellisesti järkevää tai edes mahdollista. Juomavedessä olevan nitraatin poistamisessa käytetäänkin pääasiassa fysikaalis-kemiallisia tai biologisia prosesseja. Fysikaalis-kemiallisista menetelmistä soveltuu ioninvaihto ehkä parhaiten täydenmittakaavan nitraatinpoistolaitoksen prosessiksi. Myös käänteisosmoosia ja elektrodialyysiä on pidettävä mahdollisina vaihtoehtoina pienemmissä sovellutuksissa ja erityisesti silloin, kun halutaan samanaikaisesti alentaa esimerkiksi veden suolapitoisuutta. Toisin kuin fysikaalis-kemialliset menetelmät, ovat biologiset prosessit selektiivisiä nitraatin suhteen. Biologisista prosesseista tulevat nitraatin poistossa kyseeseen heterotrofinen ja autotrofinen denitrifikaatio. Euroopassa on pitkään ollut suuntauksena biologisten prosessien suosiminen talousveden käsittelyssä. Tosin aivan viime vuosina on myös ioninvaihdon käyttö nitraatin poistossa yleistynyt. Sen sijaan

Yhdysvalloissa on suosittu enemmän fysikaalis-kemiallisia menetelmiä, eikä denitrifikaatioon ole siellä suhtauduttu kovin myönteisesti.

Nitraatin poistomenetelmän valinta on suoritettava paikallisten tekijöiden, kuten laitoksen sijainnin ja raakaveden laadun, sekä paikallisten tarpeiden mm. halutun veden laadun ja määrän perusteella. Menetelmien hyvät ja huonot puolet tulisi myös huomioida silmälläpitäen nämä paikalliset olosuhteet. Yleisesti voidaan sanoa, että yhtä ainoaa kaikkiiin olosuhteisiin soveltuvaa nitraatin poistomenetelmää ei ole. Seuraavassa käsitellään lähemmin edellä mainittujen menetelmien soveltumista nitraatin poistoon. Tarkastelussa on pyritty ottamaan huomioon myös niiden mahdollinen soveltuminen Suomen oloihin.

## 7.2 Denitrifikaatio

### 7.2.1 Yleistä

Denitrifikaatio on yksi luonnon perusprosesseista, jota on yleisesti sovellettu jätevesien typen poistossa. Viimeaikoina se on saanut kasvavaa huomiota myös juomaveden käsittelymenetelmänä.

Denitrifikaation käyttö nitraatin poistamisessa juomavedestä perustuu denitrifioivien bakteerien toimintaan. Hapettomissa olosuhteissa nämä bakteerit pelkistävät nitraatin typpikaasuksi. Reaktion välituotteina syntyy nitriittiä sekä typen kaasumaisia oksideja. Nitraatin muuttuminen typeksi tapahtuu useampana peräkkäisenä reaktiona ( $\text{NO}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ ), joista useimmat bakteerit pystyvät suorittamaan vain yhden tai kaksi vaihetta. Siten koko reaktion suorittamiseen osallistuu joukko erilaisia mikro-organismeja. Denitrifikaatioon kykenevät bakteerit ovat joko autotrofisia tai heterotrofisia. Autotrofiset bakteerit käyttävät energianlähteenään epäorgaanisia yhdisteitä. Heterotrofiset bakteerit sen sijaan hajottavat orgaanista ainetta, kuten sokereita, orgaanisia happoja sekä aminohappoja. Useimmat denitrifioivista bakteereista ovat heterotrofisia. Niistä *Pseudomonas*-suku on luonnossa luultavasti yleisin. Muita tärkeitä ryhmiä ovat *Alcaligenes* ja *Flavobacterium*. Yleinen autotrofinen denitrifikaatiobakteeri on *Thiobacillus denitrificans*. Perusedellytyksenä denitrifioivien bakteerien toiminnalle on sopivien yhdisteiden saatavuus, alhainen happipitoisuus, nitraatin läsnäolo sekä sopiva lämpötila ja pH. Käytännössä veteen joudutaan lisäämään bakteerien tarvitsema energialähde.

Denitrifikaatioprosessin käynnistäminen kestää yleensä noin kuukauden eli kunnes denitrifioiva bakteerikanta ehtii kehittyä. Käynnistysvaihetta on mahdollista nopeuttaa käyttämällä erilaisia ympäysaineita (Green ym. 1994, Kappelhof ym. 1992, Hoek van der ym. 1992).

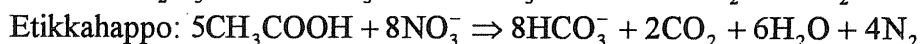
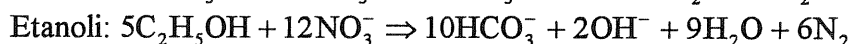
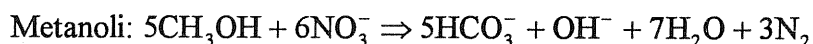
Denitrifikaatiota käytettäessä kasvaa käsitellyn veden kemiallinen hapenkulutus sekä mikro-organismimäärät. Lisäksi ravinteita ja bakteerien aineenvaihduntatuotteita pääsee veteen. Vesi vaatiiikin denitrifikaation yhteydessä huolellisen jälkikäsittelyn. Sivutuotteena denitrifikaatioprosessissa syntyy biomassaa, joka voidaan poistaa vastaavalla tavalla kuin biologisella jätevedenpuhdistamolla syntyvä liete. Denitrifikaatio voidaan käytännössä suorittaa reaktorissa tai maaperässä in-situ menetelmänä.

Vuonna 1963 Bringmann ja Kuhn käyttivät tiettävästi ensimmäisen kerran bakteereita nitraatin poistossa. Raakaveden biologista denitrifikaatiota kehittivät St. Amant ja McCarty pilot-mittakaavassa vuonna 1969.

### 7.2.2 Biologiset prosessit

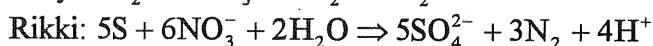
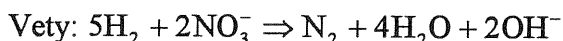
Sopivan bakteerikannan kehittymisen edellytyksenä on bakteereille suotuisien olosuhteiden aikaansaaminen reaktoriin. Myös muualla kehittyntä bakteeristoa voidaan siirtää käsiteltävän pohjaveden joukkoon. Käytettävä energianlähde toimii bakteerien aineenvaihduntareaktiossa elektronin luovuttajana. Hapettomissa olosuhteissa elektronin vastaanottajana toimii nitraatti, joka samalla pelkistyy typpikaasuksi. Anaerobiset mikro-organismit käyttävät epäorgaanisia yhdisteitä kuten vetyä tai orgaanisia yhdisteitä, esimerkiksi metanolia, etanolia tai etikkahappoa, elektronin luovuttajina. Koska pohjavesi ei luonnostaan sisällä näitä yhdisteitä tarvittavia määriä, joudutaan niitä lisäämään veteen denitrifioivien organismien toiminnan turvaamiseksi. Lisäys tapahtuu reaktioyhtälöiden stoikiometrian perusteella suhteessa raakaveden nitraattipitoisuuteen. Reaktioiden loppuunsaattamiseksi joudutaan usein lisäämään vielä 30-50 % ylimääräistä. Mikro-organismien kasvun ylläpitämiseksi voidaan joutua lisäämään myös esimerkiksi fosfaattia.

Yleisimmin denitrifikaatioprosessissa käytetään heterotrofisia bakteereja, jotka saavat energiansa hiilipitoisista orgaanisista ravinteista seuraavien reaktioiden mukaan:



Vaikka metanoli onkin hieman kyseenalainen aine myrkyllisyytensä takia, on se denitrifikaation energianlähteenä tutkituin ja käytetyin aine. Tämä johtuu sen edullisuudesta ja helposta saatavuudesta. Metanolia käytettäessä on prosessissa syntyvän lietteen määrä myös pienempi kuin esimerkiksi etanolia tai etikkahappoa käytettäessä. Myrkyllisyytensä lisäksi voivat metanolijäänteet kuitenkin aiheuttaa erilaisten veden laadulle ja terveydelle haitallisten organismien kasvua jakeluverkostossa. Veden jälkikäsittelyyn onkin metanolin yhteydessä kiinnitettävä erityistä huomiota. Metanolin syöttölaitteiden toimintaa ja purkuveden metanolipitoisuutta on myös seurattava jatkuvasti. Mm. Belgiassa on metanolia käytetty pintaveden pilot-mittakaavan denitrifikaatiotutkimuksissa liikkuva-alustaisessa reaktorissa. Tekniikkaa ja saatuja tuloksia on sovellettu vuoden 1993 lopussa valmistuneessa täydenmittakaavan laitoksessa. Erityisesti pohjaveden käsittelyssä on kuitenkin suositeltavampaa käyttää esimerkiksi etanolia, vaikkakin sillä saavutettavan denitrifikaatioasteen on todettu olevan alhaisempi kuin metanolilla (Liessens ym. 1993a).

Autotrofisessa denitrifikaatiossa mikro-organismit ottavat energiansa epäorgaanisista yhdisteistä ja samalla muuttavat nitraatin typpikaasuksi esimerkiksi seuraavien reaktioyhtälöiden mukaan:



Tehdyt kokeet ovat osoittaneet, että autotrofiset bakteerit ovat kinetiikaltaan hyvin hitaita. Bakteerien hidasta kasvunopeutta kompensoi kuitenkin syntyvän lietteen vähäinen määrä. Prosessissa vaadittava kontaktiaika on pitkä ja saavutettava läpivirtausnopeus alhainen. Hiililähteenä autotrofisessa denitrifikaatiossa käytetään epäorgaanista hiiltä esimerkiksi hiilidioksidia ( $\text{CO}_2$ ) tai vetykarbonaattia ( $\text{HCO}_3$ ). Käytettäessä rikkiä bakteerien energianlähteenä rikkijyvien muodossa, toimivat rakeet samalla mikrobien kasvualustana. Yleisesti ottaen on autotrofinen denitrifikaatio vielä heterotrofistakin monimutkaisempi ja vaikeammin hallittavissa.

### 7.2.3 Denitrifikaatioon vaikuttavat tekijät

Denitrifikaatioon vaikuttaa pääasiassa neljä tekijää: käytettävä hiililähde ja muut ravinteet, happipitoisuus, lämpötila, sekä pH-arvo. Denitrifikaatiolle optimi pH-arvo on 7,0-8,2.

#### Hiililähde

Sekä itse hiililähteellä että sen pitoisuudella on vaikutusta denitrifikaationopeuteen. Orgaanisista hiiliyhdisteistä esimerkiksi metanolilla on kokeissa todettu olevan etanoliin verrattuna korkeampi denitrifikaatioaste. Kuitenkin päinvastaistakin tietoa tästä asiasta on esitetty (Degremont 1991). Sopiva hiilen ja nitraatin suhde löydetään usein vain kokeilemalla. Myös muiden ravinteiden saatavuus on tärkeää biologisen kasvun ylläpitämiseksi. Hiscock ym. (1991) ovat kirjallisuuden perusteella maininneet suositeltavan hiilen ja ravinteiden suhteen C:N:P:S olevan 100:20:4:1.

#### Liukoinen happi

Happi "kilpailee" nitraatin kanssa elektronin vastaanottamisesta. Denitrifioivat bakteerit ottavat energiansa siitä energiasta, joka vapautuu elektronien siirtyessä esimerkiksi orgaaniselta yhdisteeltä nitraatille. Hapen läsnäollessa elektronit siirtyvät kuitenkin ensisijassa hapelle. Tämä johtuu siitä, että hapen reaktiossa syntyvän energian määrä on suurempi. Käytännössä on vaikea asettaa happipitoisuudelle rajaa, jonka ylittyessä denitrifikaatiota ei tapahdu. Kuitenkin tiedetään jo yli 0,5 mg/l happipitoisuudesta olevan merkittävää haittaa.

#### Lämpötila

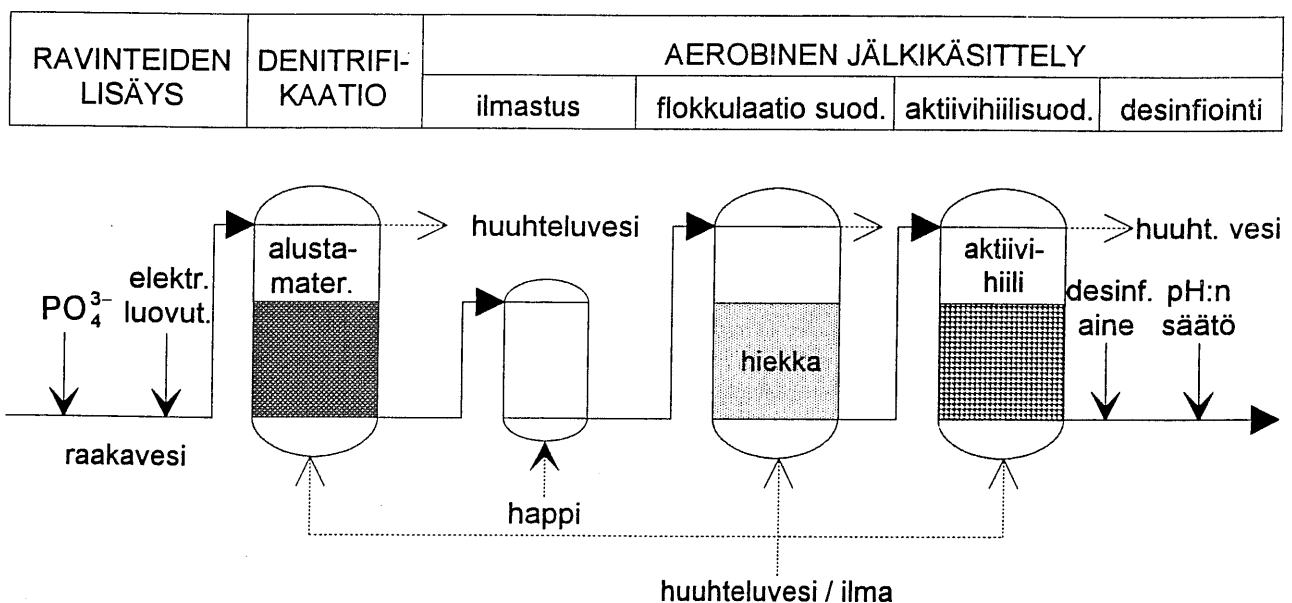
Denitrifikaationopeus on riippuvainen lämpötilasta ja prosessin toiminta voi olla heikkoa veden lämpötilan laskiessa alle 7 °C. Jo 10-12 °C:ssa on denitrifioivien bakteerien toiminta melko hidasta, mikä johtaa suurehkon reaktoritilavuuden tarpeeseen. Kuitenkin edellä mainittua alemmissakin lämpötiloissa on denitrifikaatio-proseessi saatu toimimaan. Yleisesti reaktionopeus kaksinkertaistuu lämpötilan noustessa 10 °C lämpötilavälillä 10-65 °C.

### 7.2.4 Denitrifikaatioreaktorit

Talousvettä käsiteltäessä käytetään denitrifikaatiossa yleensä erilaisia massatäytteisiä reaktoreita. Massojen avulla saavutetaan reaktoreissa korkea biomassan pitoisuus sekä samalla korkea hajoamistehokkuus. Massa lisää myös reaktorin aktiivista pinta-alaa. Lisäksi bakteerit voivat käyttää näitä materiaaleja kasvualustoinaan. Luonnon materiaalien, kuten hiekan ja antrasiitin, lisäksi tätä tarkoitusta varten on kehitetty ja valmistettu erilaisia synteettisiä alustamateriaaleja. Materiaalin huokoinen ja karkea pinta auttavat denitrifioivien bakteerien nopeassa kiinnittymisessä. Tämä puolestaan lyhentää käyttöönottojakson pituutta. Pienimmillään alustamateriaalien raekoko on alle 2 mm. Kuvassa 12 on esimerkki denitrifikaatiolaitoksesta jälkikäsitteilyineen.

Veden, substraattien ja ravinteiden virratessa reaktorimassan läpi, kuluttavat alustoihin kiinnittyneet mikro-organismit vedestä happea niin, että virtauksen loppuosa on hapeton. Tässä anaerobisessa osassa voi denitrifikaatio tapahtua häiriöttä. Jos hapenpoisto tehdään erikseen ennen reaktoria, voidaan koko reaktoritilavuus käyttää denitrifikaatioon ja samalla biomassan muodostuminen vähenee. Mahdollisen hapenpoiston yhteydessä poistetaan vedestä myös typpikaasu, jotta vesi ei ylikyllästyi denitrifikaatiossa syntyvällä typpikaasulla. Typpikaasukuplien muodostuminen saa aikaan reaktorialustojen tukkeutumista tai kanavoitumista ja sitä kautta lyhentyneitä käyttöaikoja ja nitraatin poistotehokkuuden pienenemistä.

Reaktorimassat voivat olla toiminnaltaan joko kiinteitä tai liikkuvia. Tehdyissä kokeissa on todettu liikkuva-alustaisten reaktoreiden toimivan lyhyemmällä reaktioajolla kuin kiinteäalustaisten systeemien (Ericsson 1987). Saman puhdistustuloksen saavuttamiseksi, joudutaan kiinteäalustaisissa reaktoreissa käyttämään jopa monikymmenkertaisia kontaktiaikoja. Liikkuva-alustaisissa reaktoreissa voidaan käyttää siten pienempää reaktoritilavuutta. Niiden ei myöskään ole todettu olevan alttiita tukkeutumiselle tai kanavoitumiselle. Liikkuva-alustaisen prosessin ohjaus vaatii kuitenkin kiinteäalustaista reaktoria tarkempaa valvontaa erityisesti pienissä laitoksissa (Apolinarski ja Roman 1992). Käsiteltyä vettä voidaan kierrättää takaisin reaktoriin paremman puhdistustuloksen aikaansaamiseksi kontaktiaikaa pidentämällä.



Kuva 12. Prosessikaavio eräästä denitrifikaatiolaitoksesta. Kuvaa on muokattu Sontheimerin ja Rohmannin (1987) mukaan.

Vielä nykyään useimmissa biologisissa prosesseissa käytetään kiinteälustaisia reaktoreita. Niiden ongelmana on kuitenkin veden virtauksen kasvava painehäviö, mikä johtuu biomassan kasaantumisesta sekä alustaan kiinnittyvistä käymiskaasukuplista. Siten näiden laitteistojen toiminta tasaisella virtaamalla ei ole useinkaan mahdollista. Kiinteälustaiset reaktorit on myös pysäytettävä aika ajoin alustan vastavirtahuuhtelua varten. Pyörivässä roottorissa ei näitä ongelmia esiinny. Se koostuu pyörivistä sylinterin muotoisista reaktoreista, joiden sisällöstä 80 % on täytetty tietyllä materiaalilla. Raakavesi, johon on lisätty tarvittava etanoli ja fosfaatti, johdetaan reaktoriin sen vaaka-akselin suunnassa. Reaktorin jatkuva pyöriminen estää biomassan kerääntymisen ja kaasukuplien muodostumisen alustaan. Kaasu poistetaan erikseen reaktorin yläosasta. Kontaktiaika tässä reaktorissa on 0,2-0,5 tuntia ja käsitellyn veden nitraattipitoisuus on alle 20 mg/l lähes riippumatta syöttöveden pitoisuudesta (Burke 1991).

### **Reaktorin alustamateriaali**

Denitrifikaatioreaktorin ohjaukseen ja toimintaan vaikuttavat mm. seuraavat alustamateriaalin ominaisuudet: karkea pinta, massarakeen koko, materiaalin ominaispaino sekä materiaalin kuluminen. Alustamateriaalin karkea pinta saa biomassan ja bakteerit tarttumaan siihen paremmin. Tosin sen puhdistaminen on myös vaikeampaa. Alustamateriaalin partikkelikoon kasvattaminen saa aikaan ominaispinta-alan sekä nitraatin poistokapasiteetin pienenemisen. Jotta materiaali ei kuluisi biomassan poistamisessa tarvittavissa huuhtelunopeuksissa, tulisi sen olla kulutusta hyvin kestävä. Hyvien ominaisuuksiensa johdosta on hiekka usein käytetty alustamateriaali. Se on laadultaan tasaista ja kulutusta hyvin kestävä. Lisäksi hiekan huuhtelu on yksinkertaista suorittaa, mutta tarvittava vesimäärä voi olla suurempi kuin muilla materiaaleilla (Kappelhof ym. 1992).

### **Reaktorin huuhtelu**

Huuhtelun avulla pyritään pitämään biomassan määrä sopivana haluttuun nitraatin poistoon nähden. Biomassan kerääntyminen saattaa aiheuttaa oikovirtauksia ja reaktorin purkuveden laadun huononemista. Toisaalta huuhtelun ollessa liian tehokasta alenee biomassan pitoisuus liian alhaiseksi. Huuhtelun teho riippuu huuhtelutavasta, ilman ja veden nopeudesta huuhtelun aikana, huuhtelun kestosta sekä huuhtelutiheydestä. Vaadittava huuhtelutapa taas riippuu käytettävästä alustamateriaalista. Keveiden materiaalien huuhtelu vaatii melko monimutkaisen prosessin. Sen sijaan raskaammille materiaaleille, kuten hiekalle, riittää yksinkertaisempi huuhteluprosessi (Kappelhof ym. 1992).

Reaktorin alustamateriaalin huuhtelu on tarpeen, kun (Kappelhof ym. 1992):

- purkuveden nitraattipitoisuus kasvaa biomassan tai kaasukuplien kerääntymisestä johtuvan kanavoitumisen seurauksena,
- biomassan pitoisuus alustamateriaalissa kasvaa liian suureksi,
- reaktorin painehäviö kasvaa johtuen typpikaasukuplien kiinnittymisestä alustaan sekä biomassan muodostumisesta ja kerääntymisestä,
- reaktorin purkuveden sameus kasvaa biomassan huuhtoutumisen seurauksena tai
- aktiivisen biomassan suhde koko biomassaan pienenee.

Alustamateriaalin huuhtelu tapahtuu puhtaan veden ja ilman avulla. Kiinteät massa-alustat puhdistetaan yleensä reaktorissa, mikä käytännössä tarkoittaa reaktorin normaalin toiminnan pysäyttämistä siksi ajaksi. Myös liikkuvien alustojen huuhtelu voidaan suorittaa reaktorissa. Tällöin alustamateriaalin karkaaminen veden mukana on estettävä. Saksassa kehitetyssä Nebio-prosessissa materiaalin puhdistus tapahtuu reaktorin ulkopuolella (Boehler ja Haldenwang 1992). Kantoaineet sekä niihin kiinnittyneet bakteerit ja biomassa kulkeutuvat vesivirran mukana reaktorista ulos. Useamman peräkkäisen reaktorin systeemissä kantoaineet kiertävät veden mukana reaktorista toiseen. Reaktorin ulkopuolella kantoaineet erotellaan vedestä, puhdistetaan ja kierrätetään takaisin reaktoriin. Kuvattu puhdistus ja kierrätys -prosessi voi olla joko jaksottainen tai jatkuvatoiminen.

### Reaktorin mitoitus

Reaktorin poikkileikkaus riippuu tarvittavasta pintakuormasta sekä reaktorin korkeudesta. Kiinteäalustaisissa reaktoreissa käytetään huomattavasti pienempiä pintakuorman arvoja kuin liikkuva-alustaisissa reaktoreissa. Yleensä kiinteäalustaisissa reaktoreissa käytettävä veden läpivirtausnopeus on 1-12 m/h. Mm. hollantilaisten kehittämässä rikki/kalkkikivi -suodatinalustassa, joka toimii hidassuodatuksen periaatteella, oli koelaitoksessa (35 m<sup>3</sup>/h) käytetty läpivirtausnopeus aluksi vain 0,25 m/h (Hoek van der ym. 1992). Toisaalta taas optimaaliselle liikkuva-alustaiselle reaktorille on pintakuorman arvona käytetty jopa 85 m/h (Boehler ja Haldenwang 1992). Reaktorin korkeus on riippuvainen poistettavasta nitraattipitoisuudesta. Kun veden nitraattipitoisuus on hyvin korkea, voidaan useampia reaktoreita liittää sarjaan yksikön korkeuden pienentämiseksi.

### Reaktorin ohjaus

Reaktoreiden toimintaa voidaan periaatteessa ohjata kolmella tavalla:

- nitraatti- tai
- substraattijäänteen perusteella tai
- annostelemalla substraattia stoikiometrisesti (ei nitraatti- tai substraattirajoitusta).

Toisin kuin nitraattipitoisuus, voi nitriitin pitoisuus reaktorin purkuvedessä vaihdella nopeastikin. Lisäksi koska nitriitin sallittu enimmäispitoisuus juomavedessä on alhainen (0,1 mg/l), olisi reaktorin ohjauksessa kiinnitettävä huomiota myös nitriittijäännökseen. Käytettävä hiililähde ja sen määrä voi vaikuttaa suurestikin reaktiossa välituotteena syntyvän nitriitin muodostumiseen prosessissa (Ericsson 1987, Richard ja Thebault 1992). Substraatin lisäys reaktioyhtälöiden mukaan voi siis saada aikaan käsitellyn veden nitriittipitoisuuksien kasvamisen. Pitoisuutta voidaan alentaa lisäämällä veteen syötettävän substraatin määrää. Yliannostelussa kuitenkin purkuveteen jää ylimääräistä substraattia ja tästä syystä veden biologinen laatu on vaihteleva. Reaktorin ohjausta ovat kokeidensa yhteydessä tutkineet mm. Liessens ym. (1993a). He pitivät suositeltavimpana tapana lisätä metanolia hieman yli tarpeen, kuitenkin ylittämättä 1-2 mg/l jäännöspitoisuutta, joka vielä voitiin tehokkaasti poistaa biologisella hapetuksella tai aktiivihilisuodatuksella.



### 7.2.5 Jälkikäsittely

Denitrifikaation yhteydessä veden korkeatasoinen jälkikäsittely on välttämätön mikro-organismien, ylimääräisen substraatin, sameuden, hajun ja reaktiossa välituotteena syntyvän nitriitin poistamiseksi sekä puhdistetun veden kloorintarpeen alentamiseksi. Yleensä jälkikäsittely koostuu ilmastuksesta, koagulaatiosta, aktiivihiihluodatuksesta sekä desinfioinnista (kuva 12). Purkuveteen jäänyt nitriitti poistuu yleensä kokonaan jälkikäsittelyssä. Kuitenkin jos nitriitin jäännöspitoisuus on korkea ja pitoisuuden muutos tapahtuu nopeasti, ei aktiivihiihluodattimessa oleva bakteerikanta välttämättä ehdi sopeutua muutokseen riittävän nopeasti. Tällöin voidaan lisäksi tarvita orgaanisten substraattijäänteiden poistamisessa esimerkiksi monikerrossuodatinta. Loput hiilijäänteet poistuvat yleensä aktiivihiihluodatuksessa. Substraattijäänteiden poistaminen on tärkeää jakeluverkostossa tapahtuvan biologisen jälkikasvun estämiseksi.

Tehokkaat jälkikäsittelytoimenpiteet johtavat yleensä korkeisiin käsittelykustannuksiin. Niiden välttämiseksi on mm. Saksassa tutkittu yksinkertaisempia menetelmiä; imeytystä ja maasuodatusta (Sontheimer ja Rohmann 1987). Niistä saadut tulokset ovat olleet hyviä. Käsitelty vesi sekoittuu maassa pohjaveteen, jota voidaan yleensä ilman lisäkäsittelyä pumpata jakeluun. Myös Hollannissa on käytetty maahan imeytystä rikki/kalkkikivi-suodattimessa tapahtuvan denitrifikaation ja ilmastuksen jälkeen (Hoek van der ym. 1992). Vesi viipyy maassa on noin 10-12 viikkoa samalla sekoittuen käsittelemättömään pohjaveteen. Pumppuasemalla vesi ilmastetaan ja suodatetaan dolomiitin läpi ennen jakelua.

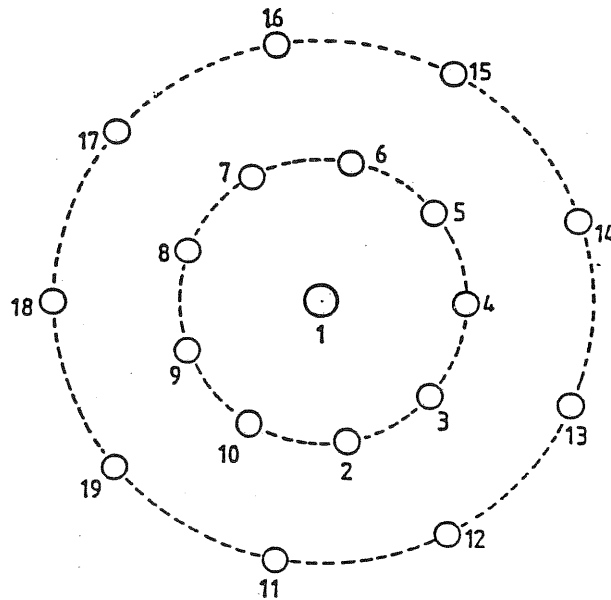
Suomessa käsittelyä vaativien pohjavesien nitraattipitoisuudet ovat yleensä vain vähän sallitun raja-arvon yläpuolella. Mikäli nitraatin poistossa tällöin päädytään denitrifikaatioprosessiin, on hapettaminen ja sen jälkeen tapahtuva maaperään imeyttäminen luultavasti meidänkin oloissamme suositeltavin tapa suorittaa veden jälkikäsittely.

### 7.2.6 In-situ menetelmät

Nitraatin poisto on mahdollista suorittaa myös maaperässä käyttäen hyväksi siellä tapahtuvaa luonnollista denitrifikaatiota. Maaperän bakteeritoimintaa stimuloidaan lisäämällä maahan sopivia ravinteita, joiden puuttuminen muuten rajoittaisi denitrifikaatiota. Maaperässä tapahtuvasta denitrifikaatiosta on kehitelty useita sovellutuksia, joista kehittynein on ehkä nk. Nitredox-menetelmä (Braester ja Martinell 1988a). Nitredox-laitoksia on nykyään toiminnassa jo useita mm. Ruotsissa ja Itävallassa. Vastaavanlaisia menetelmiä on kehitelty myös Israelissa (ns. Daisy-menetelmä) (Mercado ym. 1987) ja entisessä Tsekkoslovakiassa (Janda ym. 1987, Chalupa 1987).

Nitredox pohjautuu aikaisemmin kehitettyyn Vyredox-menetelmään, jota käytetään raudan ja mangaanin poistamisessa. Nitredoxilla voidaan alentaa edellisten lisäksi myös pohjaveden nitraattipitoisuutta. Menetelmä perustuu tuotantokaivon ympärille kehämäisesti sijoitettujen hapetuskaivojen ja niiden ympärillä olevien pelkistyskaivojen muodostamaan systeemiin (kuva 13). Veden ja orgaanisen substraatin syöttö pelkistyskaivoihin tapahtuu redox-potentiaalin perusteella samoin kuin hapetetun veden syöttö hapetuskaivoihin. Denitrifikaatioreaktio tapahtuu pelkistyskaivojen





Kuva 13. Nitredox-menetelmä nitraatin poistamiseksi maaperässä. 1. tuotantokaivo, 2-10. hapetuskehän injektiokaivot, 11-19. pelkistyskehän injektiokaivot. Kuvaa on muokattu Braesterin ja Martinellin (1988) mukaan.

muodostamassa uloimmassa kehässä, kun taas typpikaasun vapautuminen ja nitriittijäännöksen hapetus tapahtuu sisemmässä hapetuskehässä. Myös ylimääräinen substraatti poistuu hapetuskehässä mikrobien hapettamana.

Nitredox-tekniikkaa on käytetty menestyksekkäästi mm. sora-akviferissa Bisambergissa Itävallassa tuottamaan 215 m<sup>3</sup> vettä tunnissa. Kaivoja, joihin vesi syötettiin, oli yhteensä 16 ja ne oli sijoitettu 18 m:n etäisyydelle keskikohdasta. 10 m:n säteellä oli kahdeksan hapetuskaivoa. Maaperäkäsittelyssä pohjaveden nitraattikonsentraatio aleni arvosta 100 mg/l arvoon 25 mg/l nitriittipitoisuuden pysyessä alle 0,04 mg/l. Akviferin tukkeutumista ei ilmennyt toiminnan aikana (Braester ja Martinell 1988a, Hiscock ym. 1991).

Verrattuna maanpäälliseen denitrifikaatioreaktoriin ovat in-situ menetelmät suhteellisen edullisia. Rajoitavana tekijänä on niiden vaikea ohjattavuus. Lisäksi in-situ menetelmien soveltaminen vaatii maan geologisten ja hydrologisten olojen tarkkaa tuntemista. Maaperän huokoinen rakenne voi myös tukkeutua denitrifikaatiossa vapautuvista kaasuista sekä kuolleesta biologisesta materiaalista. Vielä maaperäkäsittelynkin jälkeen voi vesi vaatia toimenpiteitä bakteerien ja orgaanisten aineiden poistamiseksi. In-situ menetelmät soveltuvat ehkä parhaiten pienehköihin pohjavesiesiintymiin. Suomen oloja tarkasteltaessa voi maaperässä tapahtuva denitrifikaatio olla melko arveluttava menetelmä erityisesti talviaikana, jolloin pohjaveden lämpötila voi laskea alle + 4 °C.

### 7.2.7 Kustannukset

Monimutkaisuutensa takia ovat denitrifikaation pääomakustannukset korkeammat kuin ioninvaihdossa. Sen sijaan käyttökustannukset ovat niissä suunnilleen samaa luokkaa. Denitrifikaation kustannuksiin vaikuttaa osaltaan myös prosessiin lisättävä substraatti sekä sen määrä, joka taas riippuu mm. veden nitraattipitoisuudesta. Denitrifikaatiossa käytettävien hiililähteiden hintoja vertailtaessa on todettu metanolin olevan edullisin

(Clifford ja Liu 1993b). Etikkahappo oli 25 % ja etanoli 50 % metanolia kalliimpi. Lisäksi denitrifikaation kustannuksia nostavat tarvittavat jälkikäsittelytoimenpiteet.

### 7.2.8 Soveltuvuus

Biologinen denitrifikaatio soveltuu parhaiten käytettäväksi suurissa laitoksissa, joissa voidaan taata huolellinen ja asiantunteva prosessin ohjaus.

#### Denitrifikaation edut

- raakaveden laatu ei rajoita käyttöä
- syntyvän lietteen määrä pieni
- lopputuoteena prosessissa muodostuu harmitonta typpikaasua.

#### Denitrifikaation rajoitukset

- prosessi on monimutkainen ja vaatii siten huolellista seuranta
- automatisointi on vaikeaa
- käyntinajo-vaihe on hidas
- veden lämpötilan vaikutus prosessin nopeuteen on huomattava
- biomassan poistaminen suodattimesta ei ole helppoa, lisäksi voi ilmetä ongelmia biomassan sijoittamisessa
- jälkikäsittely on välttämätön purkuveteen jäävien bakteerien, substraatin, nitriitin ja biomassan poistamiseksi sekä veden hapettamiseksi.

Huolimatta näistä rajoituksista on biologinen denitrifikaatio suosituin nitraatin poistomenetelmä Euroopassa. Sen sijaan Yhdysvalloissa denitrifikaatioon suhtaudutaan hyvin kriittisesti pääasiassa seuraavista seikoista johtuen:

- veteen joudutaan lisäämään orgaanista materiaalia,
- veteen kehittyy suuri bakteeripopulaatio ja
- systeemi menettää tehokkuutensa, jos bakteerimassa heikkenee.

### 7.2.9 Käyttöesimerkkejä

Useita pilot- ja täydenmittakaavan heterotrofisia denitrifikaatiolaitoksia on rakennettu mm. Ranskassa ja Saksassa. Kirjallisuuden mukaan ensimmäinen denitrifikaatiota käyttävä täydenmittakaavan laitos, kapasiteetiltaan 1600 m<sup>3</sup>/d, otettiin käyttöön Ranskassa vuonna 1983. Siinä veden nitraattipitoisuus aleni syöttöveden arvosta 100 mg/l arvoon 25 mg/l (Tarjan 1989).

Vetyä hapettavien autotrofisten mikro-organismien toimintaan perustuva täydenmittakaavan laitos (nk. Denitropur-prosessi) taas on toiminut hyvin tuloksin Saksassa Mönchengladbachissa vuodesta 1986. Laitoksessa raakaveteen annostellaan vetyä energianlähteeksi ja hiilidioksidia hiililähteeksi. Tunnin viipymällä ja 50 m<sup>3</sup>/h virtaamalla aleni nitraattipitoisuus arvosta 80 mg/l arvoon alle 1 mg/l eli poistuma oli likimain 98 % (Tarjan 1989, Rutten ja Schnoor 1992).

Hollannissa on pilot-mittakaavassa kehitelty vaihtoehtoista rikki/kalkkikivi-suodatinalustalla toimivaa autotrofista systeemiä, jossa rikki tai sen johdannaiset toimivat elektronin luovuttajina. Sekä rikki että kalkkikivi ovat tässä reaktorityypissä rakeiden muodossa. Kalkkikiven tarkoituksena on ylläpitää optimi pH-arvo 6,4-6,8 ja toimia samalla epäorgaanisen hiilen lähteenä bakteereille. Koelaitoksen kapasiteetti on 35 m<sup>3</sup>/h ja saavutettava nitraatin poistuma 80-90 %. Vuonna 1991 on valmistunut vastaava täydenmittakaavan laitos, jonka kapasiteetti on 100 m<sup>3</sup>/h (Hoek van der ym. 1992).

## 7.3 Ioninvaihto

### 7.3.1 Yleistä

Ioninvaihto on hyvin yleisesti ja laajasti käytetty menetelmä veden pehmennyksessä. Laajin kaupallinen käyttöalue on kuitenkin puhtaan ja ultrapuhtaan veden valmistus teollisuudelle. Ioninvaihto on myös tärkeä menetelmä poistettaessa mm. nitraattia, fluoria, bariumia, radiumia ja seleeniä juomavedestä.

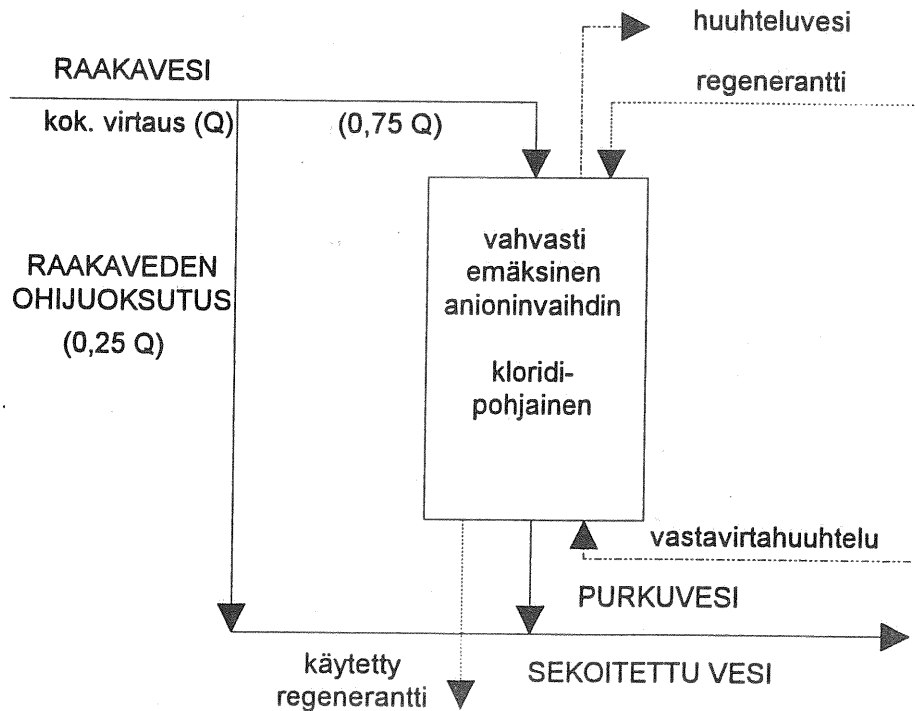
Ioninvaihtoprosessi perustuu kiinteän materiaalin kykyyn vaihtaa siihen sitoutuneita ioneja veteen liuenneisiin ei-toivottuihin ioneihin. Materiaaleja, jotka vaihtavat kationeja kutsutaan kationinvaihtimiksi ja vastaavasti anioneja, kuten nitraattia, vaihtavia materiaaleja nimitetään anioninvaihtimiksi. Kun ioninvaihtoreaktioissa kaikki sopivat ionit massasta ovat korvautuneet liuenneilla ioneilla, regeneroidaan loppuun kulutettu ioninvaihtomassa. Massan ioninvaihtokyvyn palauttamisessa käytetään yleensä suolaliuosta. Tällöin massa ottaa vastaan kloridi-ioneja ja luovuttaa ne ionit, mm. nitraatti-ionit, jotka se sitoi ioninvaihtoprosessissa. Käytännössä regeneraation tarve ilmenee käsitellyn veden lika-ainepitoisuuden kasvamisena sellaiselle tasolle, jota ei enää voida hyväksyä. Ollakseen tehokas täytyy ioninvaihtimen olla sekä selektiivinen poistettaville ioneille että palautuva ioninvaihtokyvyssään.

Ioninvaihtomassat ovat liukenemattomia aineita, joiden molekyyliarakenteessa on ioninvaihdon mahdollistavia happo- tai emäsryhmiä. Suuri kosketuspinta-ala veden ja massan välille on saatu aikaan massan rakeisella ja huokoisella rakenteella. Suurin osa nykyään käytössä olevista ioninvaihtomassoista on synteettisesti valmistettuja, mutta myös joillakin luonnon materiaaleilla, esim. selluloosalla, villalla ja hiilellä, esiintyy ioninvaihto-ominaisuuksia.

Nitraatin poistamisessa käytettävä anioninvaihtoprosessi on samantapainen kuin kationinvaihto, jota käytetään veden pehmennyksessä. Eniten ne eroavat toisistaan käytetyn ioninvaihtomassan suhteen, joka nitraattia poistettaessa on siis anioninvaihtohartsia. Veden pehmennyksessä massa ottaa vastaan magnesium-, rauta-, kalsium- ja mangaani-ioneja ja luovuttaa vastaavan määrän esim. natrium-ioneja. Kalsium on kaksivalenssinen ioni ja vaatii siten kaksi paikkaa kiinnittyäkseen ioninvaihtomassaan. Nitraatti sen sijaan on yksivalenssinen ioni.

### 7.3.2 Ioninvaihtoprosessi

Ioninvaihdon käyttösykli koostuu seuraavista vaiheista: ionien vaihto ja massan kyllästymisen, vastavirtahuuhtelu, regeneraatio, hidas ja nopea huuhtelu sekä ioninvaihtomassan palautus takaisin käyttöön. Kuvassa 14 on esitetty yksinkertainen prosessikaavio ioninvaihtolaitteistosta, jossa on mahdollista syöttää osa vedestä laitteiston ohi. Ohijuoksutus on yleinen menettely, koska ioninvaihtohartsit tuottavat yleensä puhtaampaa vettä kuin vaaditaan. Siten osa syöttövedestä (10-50 %) voidaan juoksuttaa prosessin ohi ja sekoittaa puhdistetun veden joukkoon. Samalla saadaan alennettua veden käsittelykustannuksia.



Kuva 14. Kaavio tavanomaisesta nitraatin poistamisessa käytettävästä ioninvaihtoprosessista, jossa 25 % vedestä juoksutetaan laitteiston ohi. Kuvaa on muokattu Cliffordin ja Liun (1993a) mukaan.

Ioninvaihtolaitteistossa voivat käsiteltävä vesivirta ja regeneraatiovirta kulkea joko samaan suuntaan tai vastakkaisiin suuntiin. Samansuuntainen prosessi on näistä kahdesta helpompi ja edullisempi toteuttaa. Regeneroitaessa voi siinä kuitenkin massan alaosan elvytys jäädä vain osittaiseksi aiheuttaen ionien vuotamista käsiteltyyn veteen, ellei käytetä suurehkoja regeneranttimääriä. Vastakkaissuuntaisessa menetelmässä saavutetaankin parempi veden laatu samalla regeneranttimäärällä.

Ionien vaihtuminen prosessin aikana tapahtuu hyvin nopeasti. Siksi aluksi vain ioninvaihtomassan ylimmässä osassa tapahtuu vaihtoreaktioita. Mitä suurempi veden virtaus on sitä alemmaksi aktiivinen vyöhyke ulottuu. Ioninvaihtokyvyn huontuessa massan pintaosassa rajakerros syvenee ja, kun se vähitellen saavuttaa reaktorin pohjan, pääsee yhä enemmän puhdistamatonta vettä vuotamaan läpi. Jos massaa kuormitetaan suurella virtauskapasiteetilla, on elvyttäminen vastaavasti aloitettava aikaisemmin. Hartsimassan paksuudessa miniminä pidetään noin 75 cm:ä. Harvinaisuus ei vielä 3,70 m paksu alustakaan ole. Valittu kontaktiaika määrää hartsin tilavuuden. Kontaktiaika on massan tilavuus jaettuna tilavuusvirralla ja yleensä se on 1,5-7,5 minuuttia. Kontaktiajan käänteinen arvo on käyttövesivirta ja sen tulisi olla välillä 0,8-3,8 l/s·m<sup>3</sup>.

Ioninvaihtoyksiköitä voidaan liittää joko sarjaan parantamaan veden puhdistustulosta tai rinnakkain lisäämään suoritustehoa. Yleensä kolme sarjassa olevaa yksikköä käytetään niin, että kahden ollessa käytössä regeneroidaan sillä välin kolmatta. Kolmen yksikön rinnakkainen kokoonpano on edellistä joustavampi; virtausvaatimuksista riippuen voi joko yksi, kaksi tai kaikki kolme yksikköä olla käytössä tai varalla.

### 7.3.3 Nitraatin poisto ioninvaihdolla

Anioninvaihtimet voidaan jakaa heikosti emäksisiin ja vahvasti emäksisiin anioninvaihtohartsihin. Vahvasti emäksiset anioninvaihtohartsit ovat käyttökelpoisia ioninvaihtajina koko pH-alueella. Sen sijaan heikosti emäksisiä anioninvaihtohartseja voidaan käyttää vain happamalla pH-alueella. Kloridi-ionin vaihto nitraatti-ioniin heikosti emäksisessä anioninvaihtimessa voi siten tapahtua vain happamassa liuoksessa. Heikosti emäksiset anioninvaihtohartsit ovat vahvasti emäksisiä hartseja helpompia regeneroida. Ne ovat kuitenkin herkkiä hydrolyysille, eikä niiden käyttö tiettävästi ole kovin yleistä.

Nitraatin poistossa käytetään yleisimmin kloridi-pohjaista vahvasti emäksistä anioninvaihtohartsia. Siinä massan kloridi-ionit vaihtuvat veden nitraatti-ioneihin. Hartsin ioninvaihtokyky palautetaan regeneroimalla massa kloridiliuoksella tai natriumbikarbonaatilla. Kloridin ja nitraatin välinen ionien vaihto on tällä hetkellä sekä yksinkertaisin että halvin menetelmä poistettaessa nitraattia pohjavedestä talousvesitarkoituksiin.

Vahvasti emäksiset hartsit jaetaan kahteen ryhmään; tyyppiin I ja II, joista kummallakin on oma soveltuvuusalueensa. Tyypissä I on emäksisyys vahva ja kapasiteetti matala sekä regeneraation tehokkuus huono. Tyypissä II emäksisyys on heikompi ja kapasiteetti korkeampi. Myös regeneraation tehokkuus on siinä parempi.

Ioninvaihtohartsit eivät suosi kaikkia ioneja tasapuolisesti. Sulfaatit ja jossain määrin myös muut anionit kilpailevat nitraatin kanssa hartsin vaihtopaikoista ja alentavat näin nitraatin poiston tehokkuutta. Kun liuenneiden epäorgaanisten aineiden kokonaismäärä on alle 3000 mg/l, suosii ioninvaihto sulfaattia enemmän kuin nitraattia. Siten korkea sulfaattipitoisuus ja myös liuenneiden epäorgaanisten aineiden kokonaismäärä nostavat ioninvaihdon kustannuksia.

Sulfaatti-ionin nitraatti-iona parempi vaihtuminen aiheuttaa käyttöjakson loppupuolella nitraattipitoisuuden äkillisen nousun jopa yli syöttöveden pitoisuuden. Tällöin on ioninvaihtomassa regeneroitava ennen nitraatin poiston jatkamista. Tyypillisessä sovellutuksessa voidaan raakavettä käsitellä 300-60000 -kertainen määrä massan tilavuuteen verrattuna ennen massan loppuun kulumista ja regeneraation tarvetta. Massan ioninvaihtokyvyn palauttamisen jälkeen voidaan massaa käyttää uudelleen useitakin kertoja ennenkuin se täytyy uusia kokonaan palautumattomasta likaantumisesta ja tukkeutumisesta johtuen. Regeneroinnissa syntyy jätevettä yleensä alle 2 % tuotetun veden määrästä. Jäteveden lopullinen sijoitus voi olla ongelmallista, jos se sisältää suuria määriä esim. klorideja, nitraattia sekä sulfaattia.

Eri hartsimateriaaleissa voidaan anioneille määrätä nk. erotuskerroin  $\alpha$ . Mitä suurempi kerroin on sitä enemmän ko. hartsi suosii määrättyä ionia vaihtoreaktioissa. Vahvasti emäksisessä anioninvaihtohartsissa on sulfaatin kerroin 9,1 ja nitraatin 3,2 eli sulfaatti

on samassa konsentraatiossa lähes kolme kertaa nitraattia suositumpi (taulukko 4) (American Water Works Association 1990).

Taulukko 4. Vahvasti emäksisen anioninvaihtohartsin erotuskertoimen arvoja eräille anioneille (American Water Works Association 1990).

Anioni	Erotuskerroin, $\alpha$	Anioni, i	Erotuskerroin, $\alpha$
$\text{CrO}_4^{2-}$	100,0	$\text{SeO}_3^{2-}$	1,3
$\text{SeO}_4^{2-}$	17,0	$\text{HSO}_3^{3-}$	1,2
$\text{SO}_4^{2-}$	9,1	$\text{NO}_2^-$	1,1
$\text{HSO}_4^-$	4,1	$\text{Cl}^-$	1,0
$\text{NO}_3^-$	3,2	$\text{HCO}_3^-$	0,27
$\text{Br}^-$	2,3	$\text{F}^-$	0,07

Erityisiä nitraatti-selektiivisiä hartseja on kehitetty ja koekäytetty mm. Saksassa, Hollannissa, Englannissa ja Yhdysvalloissa. Mm. Clifford ja Weber (1978) ovat huomanneet, että hartsin sulfaatin suosimista voidaan huomattavasti vähentää kasvattamalla varauksellisten ioninvaihtopaikkojen välimatkaa. Kaksivalenssinen sulfaatti vaatii nimittäin kaksi lähekkäistä paikkaa kiinnittymiseen. Hartsin nitraatin suosimista taas voidaan lisätä tekemällä hartsi enemmän vettä hylkiväksi (American Water Works Association 1990, Clifford ja Liu 1993a). Yhdysvalloissa tehdyissä kokeissa huomattiin nitraatti-selektiivisessä hartsiissa sulfaattivuodon saavuttavan maksimiarvonsa ennen nitraattia, kun taas sulfaatti-selektiivisessä hartsiissa tapahtuu päinvastoin. Lisäksi syöttöveden nitraattipitoisuus ei missään vaiheessa kohoa yli syöttöveden arvon kuten tavallisessa vahvasti emäksisessä anioninvaihtimessa (Clifford ja Liu 1993a). Myös käsitellyn veden kloridipitoisuuksien on huomattu olevan alhaisempia näissä hartseissa (Tarjan 1989). Nitraatti-selektiivisiä hartseja on suositeltavaa käyttää erityisesti silloin, kun syöttöveden sulfaattipitoisuus on suuri. Nitraatti-selektiivisiä hartseja valmistavat mm. Yhdysvalloissa Rohm & Haas Company (IMAC HP 555) sekä VEB Chemiekompinat Bitterfeld Saksassa (Wofatit SN35L, SN36L).

#### 7.3.4 Veden laadun vaikutus nitraatin poistoon

Syöttöveden laatu ja erityisesti sen sulfaattipitoisuus vaikuttavat siihen vesimäärään massan tilavuutta kohti, joka voidaan käsitellä ennen nitraattipitoisuuden kasvua suurimpaan sallittavaan arvoonsa. Myös hartsin selektiivisyydellä on vaikutusta käyttöajan pituuteen ennen nitraatin läpikäymistä; mitä parempi selektiivisyys sitä pidempi käyttöaika. Jos vedessä on orgaanista ainetta, joka ei huuhtoudu pois elvytyksen yhteydessä, alenee ioninvaihtomassan kapasiteetti nopeasti. Ioninvaihdolla puhdistettava vesi ei siten saisi sisältää runsaasti lika-aineita, jotta massan tukkeutuminen ja sitä seuraavat toimintaongelmat voitaisiin välttää. Jos raakavesi on sameaa, voi esikäsittely, esim. laskeutus tai suodatus, olla välttämätön. Sulfaattipitoisuuden kasvu vaikuttaa nitraatin läpimenoon seuraavasti; sulfaattipitoisuuden kasvaessa arvosta 43 mg/l arvoon 310 mg/l pienenee kokeellisen

käyttöajan pituus 55 %:lla ennen nitraatin läpipääsyä (American Water Works Association 1990). Samanlainen vaikutus sulfaattipitoisuuden kasvulla on odotettavissa kaikissa markkinoilla olevissa vahvasti emäksisissä hartseissa. Suomen pohjavesissä sulfaattipitoisuudet ovat yleensä kuitenkin alhaisia. Kasvavalla kloridi- ja bikarbonaattipitoisuudella on vastaavanlainen vaikutus kuin sulfaatilla, joskaan ei yhtä voimakas. Ioninvaihtomassan kyky kestää kloorijäännöksiä täytyisi lisäksi tutkia, koska korkeat klooripitoisuudet voivat hapettaa tietyn tyyppisiä ioninvaihtomassoja ja tehdä ne käyttökelvottomiksi.

Koska ioninvaihdon tehokkuus nitraatin poistossa riippuu veden laadusta, suositellaan pilot-mittakaavan kokeita tehtäväksi käsiteltäväksi aiotulla vedellä. Saatujen tietojen avulla voivat laitteiden valmistajat helposti määrittää oikean anioninvaihtomassan koon ja muut laitteistossa tarvittavat apuvälineet.

### 7.3.5 Regeneraatio

Regenerointimenetelmästä riippumatta osoittavat kaikki tutkimukset sulfaatin olevan helpommin poistettavissa ioninvaihtomassasta kuin nitraatin. Täydellisessä regeneroinnissa kaksivalenssinen sulfaatti-ioni, joka ioninvaihdossa on nitraattia suositumpi, on ensimmäinen hartsista poistuva ioni. Regeneraation mahdollistaa ioninvaihtomassan nk. käänteinen selektiivisyys.

Mitä suolapitoisempaa regeneranttia täydellisessä elvytyksessä (lika-aineiden poistuma yli 95 %) käytetään sitä paremmin se vaikuttaa. Vaadittavan suolan määrää tarkasteltaessa, ei täydellinen regeneraatio ole kuitenkaan kovin tehokas. Usein nitraatin poistossa käytetäänkin osittaista regeneraatiota, jossa lika-aineista poistuu vain 50-60 %. Hartsiin jäävät suhteellisen suuretkin lika-ainemäärät saavat aikaan käsitellyn veden pitoisuuksien kasvamisen. Yleensä nämä vuodot voidaan kuitenkin hyväksyä, mikäli annettuja enimmäispitoisuuksia ei ylitetä. Osittaisessa regeneraatioissa tarvittava regeneranttimäärä on vain 25-50 % täydellisessä elvytyksessä tarvittavasta määrästä. Siten sen käytöllä voidaan pienentää syntyviä kustannuksia. Haittapuolena suolapitoisissa regeneranteissa on se, että ne tuottavat paljon jätevettä ja vaativat pitkät regeneraatioajat.

Ioninvaihtoprosessissa käytetään vaihtoehtoisesti joko ohisyöttöä tai osittaista regeneraatiota. Molempien samanaikainen käyttö voi johtaa ongelmiin prosessin ohjauksessa.

Riippumatta osittaiseen regeneraatioon käytetystä suolamäärästä, on hartsialustan sekoittaminen pakollista elvytyksen jälkeen. Muuten massa asettuu aina samalla tavalla ja ylimääräistä nitraattivuotoa tulee tapahtumaan. Tarvittava sekoittaminen voidaan suorittaa joko mekaanisesti tai syöttämällä vastavirtahuuhtelussa ilmaa veden sekaan. Pelkkä tavallinen vastavirtahuuhtelu ei saa aikaan riittävää massan sekoittumista.

### Nitraattipitoisen suolavesijätteen sijoittaminen

Ioninvaihtomassan elvytys vaatii yleensä 1-5 -kertaisen määrän regeneranttia massan tilavuuteen verrattuna. Lisäksi huuhteluun kuluvan veden määrä on 2-20 -kertaan massan tilavuus.

Käytetty regeneranttiliuos sisältää nitraatti- ja sulfaatti-ioneja sekä lisäksi NaCl-ioneja, jotka eivät ole reagoineet elvytyksen yhteydessä. Tätä nitraattipitoista suolaliuosta ei voida purkaa jokiin tai järviin säännöstelystikään, johtuen sen vesistöjä rehevöittävästä vaikutuksesta. Lisäksi korkeat natrium- ja nitraattikonsentraatiot estävät sen poiston maahan. Korkean natriumpitoisuuden aiheuttaman sijoitusongelman eliminoimiseksi, NaCl:n tilalla regeneroinnissa voidaan käyttää kalsiumkloridia. Se on tosin paljon kalliimpaa ja saattaa lisäksi aiheuttaa  $\text{CaCO}_3$ :n saostumista regeneraation aikana. Myös kaliumkloridi (KCl) on käyttökelpoinen, mutta melko kallis.

Kunnallisissa ioninvaihtolaitoksissa johdetaan käytetty regenerantti yleensä viemäriin ja sitä kautta biologiselle puhdistamolle. Koska suola on ilmeisesti jossain määrin myrkyllistä bakteereille, on tämä mahdollista ainoastaan silloin, kun suolapitoinen jätevesi muodostaa vain pienen osan laitokselle tulevasta kokonaisjätevesimäärästä.

Käytetyn regenerantin uudelleenkäyttö on myös yksi tapa alentaa ioninvaihtolaitoksen kustannuksia ja vähentää syntyvän jätteen sijoitusongelmia. Regenerantin uudelleenkäyttötekniikat ovat kuitenkin suhteellisen uusi ioninvaihdon alue. Uudelleenkäytön seurauksena voi prosessi monimutkaistua, lika-aineiden vuodot kasvaa sekä lisäksi vaillinainen regeneraatio ja ei-toivotun aineen kerääntyminen voivat aiheuttaa kasvavaa kapasiteetin menetystä. Uudelleenkäytön yhteydessä joudutaan usein myös varastoimaan ja käsittelemään käytettyjä regeneranttiliuoksia.

Nitraatin poisto käytetystä suolaliuoksesta on mahdollista mm. biologisen denitrifikaation avulla. Menetelmää on tutkittu sekä laboratorio- että täydessä mittakaavassa mm. Hollannissa, Ranskassa ja Yhdysvalloissa. Van der Hoek ym. (1988) huomasivat denitrifikaation olevan käyttökelpoinen alle 15000 mg NaCl/l pitoisuuksissa ja, että käytettyä regeneranttiliuosta voitiin käyttää uudelleen denitrifikaation jälkeen. Tässä yhdistetyssä ioninvaihdossa ja käytetyn regenerantin denitrifikaatio -prosessissa voidaan välttää näissä menetelmissä erikseen käytettyinä esiintyvät rajoitukset. Verrattuna täydellisesti regeneroituun ioninvaihtoprosessiin on yhdistetyssä menetelmässä NaCl:n kulutus 50 % pienempi poistettavan jäteregeneranttimäärän pienentyessä jopa 90 %:lla (Clifford ja Liu 1993a).

### 7.3.6 Kustannukset

Koska nitraatin poistossa ja veden pehmennyksessä käytetyt ioninvaihtolaitteet ovat samantyyppiset, ovat laitosten rakennuskustannukset keskenään vertailukelpoisia. Pääasiallisimman eron rakennuskustannuksissa näiden kahden sovellutuksen välillä aiheuttaa ioninvaihtomassan kustannukset; nitraatin poistossa käytetty anioninvaihtoharts on noin kolme kertaa kalliimpi kuin veden pehmennyksessä käytetty kationinvaihtoharts (Sorg 1980).

Ioninvaihdon käyttökustannukset ovat nitraatinpoistossa 5-30 % korkeammat kuin veden pehmennyksessä. Regeneraatio ja jätteen sijoitus lisäävät vielä omalta osaltaan kustannuksia. Koska ioninvaihto suosii sulfaattia enemmän kuin nitraattia, määrää regeneraatiokustannukset ioninvaihdossa pääasiassa raakavedessä olevan sulfaatin määrä. Siten sulfaattipitoisuus voi huomattavastikin lisätä regeneraatiokustannuksia; esimerkiksi kustannukset kaksinkertaistuvat sulfaattipitoisuuden kasvaessa arvosta 50 mg/l arvoon 250 mg/l. Regeneraatiokustannukset muodostavat huomattavan osan käyttökustannuksista, jotka voivat olla 40-50 % kokonaiskustannuksista (Sorg 1980).



Investointikustannukset ovat ioninvaihdossa korkeat pienille vesimäärille. Suuren nitraatinpoistolaitoksen kokonaiskustannukset ovat suunnilleen samansuuruiset kuin käänteisosmoosilaitoksessa (Sontheimer ja Rohmann 1987).

### 7.3.7 Soveltuvuus

#### Ioninvaihdon edut

- toiminnan muuttaminen esim. jakeluverkon tarpeiden mukaan helppoa
- ei kovin herkkä virtaaman vaihteluille
- toiminta ei ole riippuvainen käsiteltävän veden lämpötilasta
- laitteiston käynnistys tapahtuu nopeasti
- lika-aineen täydellinen poistuma mahdollista saavuttaa
- regeneraation aikana tapahtuva nk. käänteinen selektiivisyys
- puhdistetun veden osuus syöttövirtaamasta suhteellisen korkea, noin 98%.
- saatavilla suuri määrä erilaisia hartseja eri tarkoituksiin.

Ioninvaihto on sopiva prosessi pieniin laitoksiin, koska se voidaan asentaa yksittäisen kaivon tai pienen kaivoryhmän yhteyteen. Lisäksi ioninvaihto on menetelmänä helposti automatisoitavissa.

#### Ioninvaihdon rajoitukset

Kaksi olennaista ongelmaa voi tulla esiin poistettaessa nitraattia markkinoilla olevilla ioninvaihtohartseilla:

- Ioninvaihtohartseilla on yleensä melko suuri sulfaatin selektiivisyys; suurempi kuin nitraatin. Siten nitraatin poisto tavanomaisilla ioninvaihtohartseilla vedestä, joka sisältää sulfaattia yli 100 mg/l, ei yleensä ole taloudellisesti järkevää. Suomessa pohjavedet tosin sisältävät sulfaattia yleensä vain noin kymmenesosan tästä määrästä.
- Käsitellyn veden ionikoostumus sekä laatu vaihtelevat käyttöprosessin eri vaiheissa ja korkeitakin pitoisuuksia saattaa esiintyä. Vaihtelun minimointi voidaan suorittaa tasausaltaassa.

Käsitellyn veden suolapitoisuus kasvaa, kun regeneroinnissa käytetään klorideja. Korkeat kloridipitoisuudet aiheuttavat vesijohtojen korroosiota sekä terveydellisiä haittoja. Suomessa luonnontilaiset pohjavedet sisältävät kloridia alle 5 mg/l. Sosiaali- ja terveysministeriön asettama kloridin enimmäispitoisuus talousvedessä on 100 mg/l, mutta jo tätä pienemmätkin pitoisuudet voivat aiheuttaa putkistojen syöpymistä. Veden korroosiohaittojen estämiseksi kuntaliiton sekä myös EU-direktiivien ohjearvona kloridille on 25 mg/l. Esimerkiksi Kaliforniassa McFairlandissa ioninvaihdolla tehdyissä täydenmittakaavan kokeissa nousi veden kloridipitoisuus syöttöveden arvosta 88 mg/l arvoon 264 mg/l samalla, kun nitraattipitoisuus aleni arvosta 70 mg/l arvoon 11,5 mg/l (Lauch ja Guter 1986).

Verrattuna käänteisosmoosiin ja elektrodialyysiin on nitraatinpoisto ioninvaihtolla taloudellisin vedelle, jolla on alhainen kiintoainepitoisuus, yleensä alle 1 mg/l. Massaan pidentävä kiintoaine aiheuttaa merkittäviä painehäviöitä, lisääntyvää puhdistustarvetta sekä ennen aikaista massan kulumista.

Muita ioninvaihdon käyttöä rajoittavia tekijöitä:

- suuret kemikaalikustannukset
- vedessä olevat liukoiset kaasut voivat suurina määrinä aiheuttaa vakavia häiriöitä ioninvaihtimen toiminnassa
- voimakkaat hapettimet ( $\text{Cl}_2$  ja  $\text{O}_3$ ) vaikuttavat haitallisesti joihinkin ioninvaihtohartseihin
- nitraatti- ja sulfaatti-ioneilla kyllästyneen suolapitoisen regenerantin sijoitus käytön jälkeen.

### 7.3.8 Käyttöesimerkkejä

Ioninvaihtoa käytetään nitraatin poistossa mm. Yhdysvalloissa, Englannissa, Ranskassa ja Ruotsissa. Vaikka USA:ssa nitraatin poisto vedestä on vielä suhteellisen harvinaista, on sen tarve koko ajan lisääntymässä. Ioninvaihto onkin siellä käytetyin menetelmä yksinkertaisuutensa ja kustannustehokkuutensa takia. Yhdysvaltojen ensimmäinen ioninvaihtoa käyttävä täydenmittakaavan nitraatin poistolaitos aloitti toimintansa vuonna 1974 New Yorkissa. Sen kapasiteetti oli  $4,5 \text{ m}^3/\text{min}$  ja nitraattipitoisuus aleni arvosta 20-30 mg/l arvoon 0,5 mg/l (American Society of Civil Engineers & American Water Works Association 1990).

Ranskassa oli vuoden 1991 alussa ioninvaihtotekniikkaa käyttäviä laitoksia 17, joista 14 käsitteli pohjavettä. Laitoksissa käsiteltävä vesimäärä vaihteli välillä  $13\text{-}420 \text{ m}^3/\text{h}$  tuotetun vesimäärän vaihdella ohjuoksutuksesta johtuen välillä  $20\text{-}600 \text{ m}^3/\text{h}$ . Samaan aikaan biologista prosessia nitraatin poistamisessa käytti vain 5 laitosta, joissa käsiteltävä vesimäärä vaihteli välillä  $50\text{-}400 \text{ m}^3/\text{h}$  (Deguin ym. 1992).

Ruotsin eteläosissa ovat useat pienet kunnat joutuneet asentamaan nitraatinpoistolaitteistoja. Kapasiteetin ollessa alle  $600 \text{ m}^3/\text{d}$  on valittuna puhdistusmenetelmänä ollut ioninvaihto. Pohjaveden nitraattipitoisuus näissä laitoksissa vaihtelee välillä 30-120 mg/l, puhdistetun veden nitraattipitoisuuden ollessa 1-2 mg/l. Nitraatilla rikastunut käytetty suolaliuos on johdettu kunnalliseen viemäriin. Ruotsissa ioninvaihdosta saadut kokemukset ovat olleet hyviä (Ericsson 1987).

## 7.4 Käänteisosmoosi

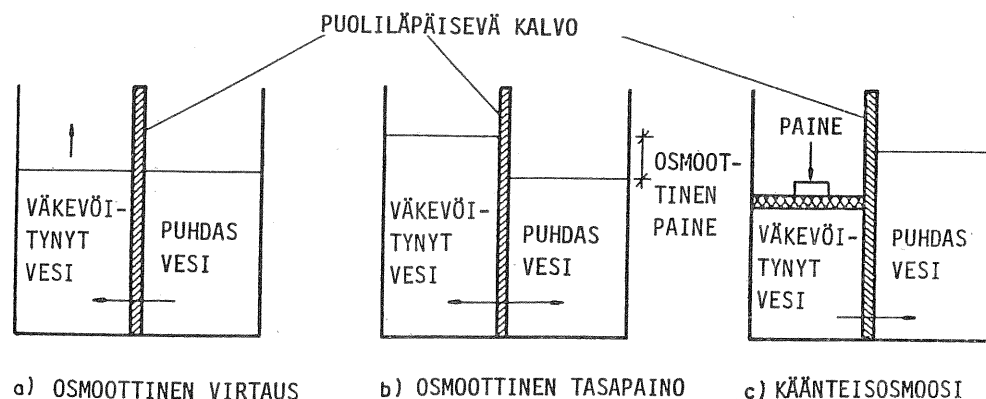
### 7.4.1 Yleistä

Käänteisosmoosi on kalvotekniikka, jota on aluksi käytetty suolanpoistossa esim. merivedestä. Nykyään sen sovellutuksia käytetään lisäksi juomaveden käsittelyssä, ultrapuhdetaan veden valmistamisessa teollisuudelle sekä jäteveden käsittelyssä. Kalvotekniikan kehittyminen on luonut myös mahdollisuuden poistaa nitraatti-ioneja juomavedestä.

Osmoosi on spontaani ilmiö, jossa vesi tai muu liuos kulkee puoliläpäisevän kalvon läpi niin, että kalvo päästää lävitseen liuoksen, mutta ei siihen liuenneita aineita esim. suoloja. Liuokset kalvon molemmilla puolilla pyrkivät samaan konsentraatioon; siten vesi virtaa laimeammasta liuoksesta kalvon läpi väkevämpään liuokseen. Veden virtaus kalvon läpi saa aikaan paineen, jota kutsutaan osmoottiseksi paineeksi. Paineen suuruus

on erilainen eri liuoksilla, eikä käytetyllä kalvolla ole vaikutusta sen lopulliseen suuruuteen.

**Käänteisosmoosi** on prosessi, jossa luonnollinen osmoottinen virtaus on käännetty päinvastaiseksi lisäämällä väkevämmän liuoksen painetta niin suureksi, että se ylittää heikomman liuoksen osmoottisen paineen. Neste pakotetaan näin virtaamaan väkevämmästä liuoksesta puoliläpäisevän kalvon läpi heikompaan liuokseen. Veden virtaus kalvon läpi riippuu lisäystä paineesta. Virtaus pienenee, kun syöttöveden suolapitoisuus kasvaa ja osmoottinen paine suurenee (kuva 15).



Kuva 15. Osmoosin ja käänteisosmoosin periaate (Vigneswaran 1989).

#### 7.4.2 Käänteisosmoosin kehitys

Osmoosi-ilmiö havaittiin ensi kerran vuonna 1748, kun ranskalainen fyysikko Nollet huomasi veden siirtyvän spontaanisti kalvon läpi alkoholin puolelle. Yli sata vuotta myöhemmin (v.1867) suoritti saksalainen kemisti Traube kokeita keinotekoisilla kalvoilla. Vasta 1950-luvun lopussa kehittivät Reid ja Breton Floridan yliopistossa selluloosa-asetaattikalvon (SA). Samoihin aikoihin Kalifornian yliopistossa kehitettiin myös SA-kalvo, joka kuitenkin oli virtaus- ja suolojen pidättämisominaisuuksiltaan parempi. Tämä antoi sysäyksen kalvojen kaupallisen valmistamisen alkamiseen. Loeb ja Sourirajan keksivät 1960-luvun alussa tavan tehdä käänteisosmoosiin soveltuvia asymmetrisiä selluloosa-asetaattikalvoja. 1960- ja 70-luvuilla kehitettiin erilaisia laitteistoversioita käänteisosmoosiin. Tämän jälkeen kehitystä on tapahtunut myös muilla kalvotekniikan osa-alueilla mm. uusia, parempia kalvomateriaaleja on valmistettu. Tällä hetkellä tutkimus ja tuotekehittely on keskittynyt pääasiassa kalvoihin sekä niiden puhdistamiseen ja elvyttämiseen.

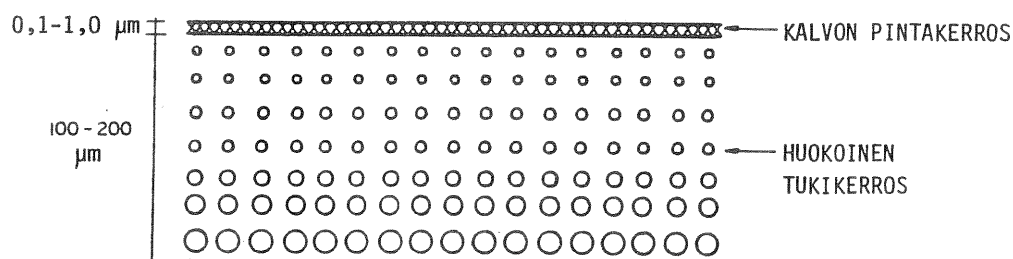
#### 7.4.3 Käänteisosmoosisa käytettävät kalvot

Käänteisosmoosin keskeisin tekijä on puoliläpäisevä kalvo, joka poistaa pienimmillään  $10^{-3}$  -  $10^{-4}$   $\mu\text{m}$  kokoiset ionit ja molekyylit. Kalvot pidättävät lika-aineita eri tavalla kuin vedenpuhdistuksessa käytetyt suodattimet. Suodatinta käytettäessä vedessä olevat partikkelit tarttuvat suodattimen kuituiseen verkkorakenteeseen. Tämä johtaa vähitellen veden virtauksen heikkenemiseen ja suodattimen tukkeutumiseen. Sen sijaan kalvoissa pinnan aukkojen koko sekä pinnan alla oleva huokoinen rakenne estävät partikkelien läpikäymisen; partikkelit eivät yleensä tartu kiinni kalvoon. Lisäksi partikkelin koko ja

muoto vaikuttavat läpikäisyyn. Käänteisosmoosin kyky erottaa ionit vedestä ei kuitenkaan yksinomaan riipu näistä tekijöistä vaan lisäksi kalvon pinnalla tapahtuvasta nk. adsorptio-ilmiöstä.

Käänteisosmoosikalvolta vaaditaan hyvää vedenläpäisevyyttä, suolojen pidätyskykyä sekä helppoa muokattavuutta ohuiksi kalvoiksi. Näiden lisäksi tärkeitä ominaisuuksia ovat mm. kestävyys epäpuhtauksien aiheuttamaa tukkeutumista vastaan, pH-vaihteluiden sietokyky sekä hyvä palautuvuus märkä- ja kuivavaiheiden jälkeen. Kalvon valmistajien vaikeutena onkin näiden kaikkien tärkeiden ominaisuuksien yhdistäminen samaan kalvoon.

Nykyisin käytetään lähes yksinomaan asymmetrisiä käänteisosmoosikalvoja, jotka ovat symmetrisiä kalvoja tehokkaampia. Ne muodostuvat 0,1-1,0  $\mu\text{m}$  tiiviistä kerroksesta ja 100-200  $\mu\text{m}$  huokoisesta tukikerroksesta (kuva 16). Tiiviin kerroksen toiminnassa erottavana pintana on veden virtaussuunta tiiviistä kerroksesta huokoiseen.



Kuva 16. Käänteisosmoosikalvon rakenne (Vigneswaran 1989).

Yleisimpiä kalvomateriaaleja ovat selluloosa-asetaatti ja aromaattinen polyamidi. Selluloosa-asetaattikalvoilla on kaksi pääasiallista rajoitusta:

- ne ovat herkkiä biologiselle hajoamiselle ja
- selluloosa-asetaatti hydrolysoituu takaisin selluloosaksi happamissa ja emäksisissä olosuhteissa.

Tämän vuoksi systeemin pH-arvoa olisi tarkkailtava hydrolyysin minimoimiseksi. Yleensä pH-arvon tulisi olla välillä 4,5-7,5. Hydrolyysi rajoittaa selluloosa-asetaattikalvojen käyttöä, koska sen tapahtuessa suurin osa suoloista pääsee läpi. Näiden kalvojen hyvänä puolena on niiden edullisuus. Selluloosa-asetaattikalvot kestävät myös jonkun verran klooria, yleensä kuitenkin alle 1 mg/l.

Vuonna 1970 duPont kehitti aromaattisen polyamidikalvon. Nämä kalvot eivät ole herkkiä biologisille toiminnoille eivätkä hydrolyysille. Lisäksi niitä voi käyttää laajalla pH-alueella (4-11). Kuitenkin klooripitoiselle vedelle on suoritettava kloorin poisto ennen näitä kalvoja. Polyamidikalvon asymmetrinen rakenne on hyvin samanlainen kuin selluloosa-asetaattikalvon vastaava rakenne. Normaali käyttöpaine polyamidikalvoissa on 28 bar, mikä on hieman alhaisempi kuin selluloosa-asetaattikalvoissa käytettävä 30-42 barin paine. Polyamidi-materiaalit sietävät myös kemikaaleja paremmin kuin selluloosa-asetaattikalvot, joten ne soveltuvat puhdistettaviksi useamman tyyppisillä puhdistusprosesseilla.

#### 7.4.4 Käänteisosmoosilaitteistot

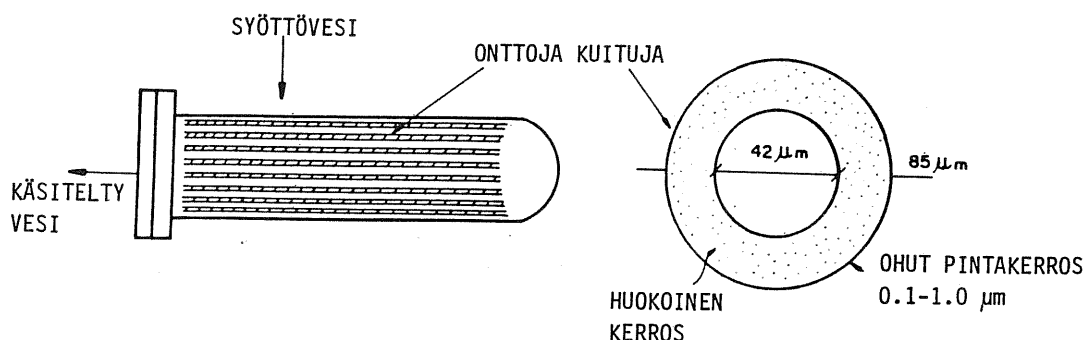
Käänteisosmoosikalvojen ohut materiaali ei yleensä kestä kovin korkeita paineita. Tämän vuoksi on kehitelty erilaisia kalvolaitteistoja, joissa kalvot on tehty geometriseltä rakenteeltaan erilaisiksi kokoonpanoiksi. Neljä tärkeintä laitteistoa ovat: onttokuitulaitteisto, rullattu kalvolaitteisto (spiraalilaitteisto), putkilaitteisto sekä lautaslaitteisto. Nykyään näistä käytetään lähinnä vain kahta ensiksi mainittua niiden suuren kalvopinta-alan takia (American Water Works Association 1990).

##### Onttokuitulaitteisto

DuPont'in kehittämässä onttokuitulaitteistossa on kimpussa asymmetrisiä kalvoputkia sisähalkaisijaltaan n.  $42\ \mu\text{m}$  ja ulkohalkaisijaltaan n.  $85\ \mu\text{m}$ . Yhdessä kimpussa on useita tuhansia jopa useita miljoonia kuituja, jotka on taivutettu U-muotoon. Kuitujen molemmat päät on koteloitu putkimaisen osan sisään (kuva 17). Kuidut kestävät hyvin korkeaakin sisäistä ja ulkoista painetta.

Onttokuitulaitteistossa paineistettu vesi johdetaan laitteistoon huokoisen vedenjakoelementin avulla. Syöttövesi läpäisee vedenjakoelementin seinän ja virtaa säteittäisesti kuidun seinämien läpi sisään. Puhdistunut vesi virtaa kuidun läpi ja otetaan ulos putkimaisen osan kautta. Suolat ja muut lika-aineet jäävät hylkyveteen, joka kulkeutuu kuitukimpun ulkokuorelle ja johdetaan sieltä pois.

Onttokuitulaitteiston etuna on sen kompakti rakenne, joka johtuu yksikön suuresta kalvopinta-alasta. Kalvon pinta-ala tilavuusyksikköä kohti on  $15000\ \text{m}^2/\text{m}^3$ , mikä on 50-kertainen putkilaitteistoon verrattuna. Laitteiston tuotto kalvon tilavuusyksikköä kohti on  $450\text{--}1500\ \text{m}^3/\text{m}^3\text{-d}$ , joten se soveltuu suurienkin vesimäärien käsittelyyn. Huomattava etu on myös se, etteivät kalvot tässä laitteistossa tarvitse ulkopuolisen suojakuoren lisäksi muita tukirakenteita. Onttokuitulaitteiston hankintahinta on kuitenkin korkea (Roos ym. 1976). Markkinoilla olevien onttokuitulaitteistojen halkaisija on n. 25–30 cm ja pituus 1,20–2,63 m. Yksikön tuotto vaihtelee laitteiston tyypistä riippuen välillä  $53\text{--}80\ \text{m}^3/\text{d}$ .

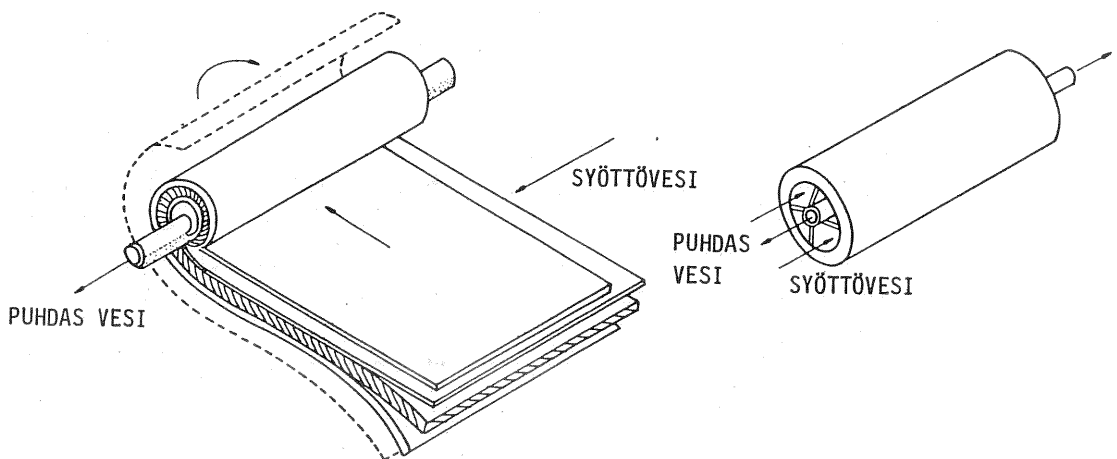


Kuva 17. Onttokuitulaitteisto (Vigneswaran 1989).

## Rullattu kalvolaitteisto

Rullattu kalvolaitteisto koostuu muoviputkesta, jonka ympärille on spiraalimaisesti kierretty käänteisosmoosikalvoja sekä niiden tukemiseen tarvittavia kalvoja. Vesi johdetaan kalvokerrosten väliin ja sieltä edelleen kalvojen läpi. Puhdas vesi suotautuu puhdistuselementin keskellä olevaan rei'itettyyn muoviputkeen ja hylkyvesi johdetaan kalvokerrosten leveyssuunnassa pois (kuva 18).

Rullattu kalvolaitteisto on rakenteeltaan yhtenäinen ja sen painehäviö on pienempi kuin esimerkiksi lautaslaitteistossa. Rullattu kalvolaitteisto on kuitenkin melko herkkä biologisen kasvuston aiheuttamalle likaantumiselle ja tukkeutumiselle. Kalvon pinta-ala tilavuusyksiköä kohti on  $1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$  ja tuotto  $300\text{--}1000 \text{ m}^3/\text{m}^3\cdot\text{d}$ . Laitteisto soveltuu siten parhaiten pienehköjen ja keskisuurten vesimäärien käsittelyyn. Tällä kalvotyyppillä saavutetaan huomattava tilansäästö ja yksiköiden vaihto on helppoa. Lisäksi hinta kalvon pinta-alaan nähden on edullinen (Roos ym. 1976). Rullattujen kalvoyksiköiden halkaisija on 10-30 cm ja pituus 1,0-6,0 m. Useampia elementtejä (2-6 kpl) voidaan sijoittaa sarjaan yhdeksi puhdistusyksiköksi ja näin saavuttaa laitteistolle kohtuullinen veden muuntosuhde raakavedestä puhtaaksi vedeksi. Yksiköiden tuotto vaihtelee välillä  $3\text{--}40 \text{ m}^3/\text{d}$ .



Kuva 18. Rullattu kalvolaitteisto (Vigneswaran 1989).

## Putkilaitteisto

Ensimmäinen kaupallisesti markkinoitu käänteisosmoosilaitte 1960-luvun puolivälissä oli selluloosa-asetaattikalvolla toimiva putkilaitteisto. Tässä laitteistossa kalvo on asennettu joko halkaisijaltaan 10-40 mm olevan huokoisen kannatinputken sisään tai sen ulkopuolelle. Putket asetetaan rinnakkain tai sarjaan niin, että ne muodostavat puhdistusyksikön. Paineistettu vesi johdetaan putken päästä sisään. Puhdistettu vesi suotautuu kalvon ja putken läpi ja kerätään talteen putken ulkopuolelta. Epäpuhtauksia sisältävä hylkyvesi poistetaan putken toisesta päästä.

Putkilaitteiston puhdistusyksiköt eivät vaadi syöttöveden korkeatasoista esisuodatusta. Ne ovat myös helppoja puhdistaa mekaanisesti. Pienestä kalvopinta-alasta ( $300 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ) johtuen ovat systeemin kustannukset kuitenkin melko korkeat. Tuotto kalvon tilavuusyksikköä kohti on  $100\text{--}300 \text{ m}^3/\text{m}^3\cdot\text{d}$ . Laitteisto onkin käytössä vain pieniä vesimääriä ja hyvin korkealuokkaista vettä valmistavissa laitoksissa.



Käänteisosmoosilaitteiston ja -systeemin valintaan vaikuttavat syöttöveden laatu sekä puhdistetulta vedeltä vaadittava laatu. Kohtuullisen muuntosuhteen saavuttamiseksi raakavedestä puhtaaksi vedeksi voidaan laitteistoelementtejä yhdistää sarjaksi. Prosessin taloudellisuutta sallitulla nitraattipitoisuudella voidaan parantaa kierrättämällä puhdistettua vettä takaisin laitteistoon.

### Esikäsittely

Käänteisosmoosilaitteiston optimaalisen toiminnan turvaamiseksi olisi raakavesi esikäsiteltävä. Hyvin suunniteltu esikäsittely on tärkeä tekijä kalvon kestävyudessa. Esikäsitteilyn avulla voidaan vedestä poistaa suurin osa kiinteistä hiukkasista sekä eliminoida mineraalisuolojen ja metallioksidien saostumisen ja bakteerikasvun aiheuttama ei-toivotun materiaalin kerääntyminen laitteistoon ja kalvon pinnalle. Tämä vähitellen tapahtuva kalvon ja laitteiston likaantuminen ja tukkeutuminen erilaisten raakaveden mukana tulevien epäpuhtauksien seurauksena voi merkittävästi vähentää käänteisosmoosilaitteiston hyötysuhdetta. Yleistäen voidaan sanoa, että mitä likaisempaa syöttövesi on ja mitä korkeampi puhdistetun veden laatu halutaan, sitä suuremmalla todennäköisyydellä tulee kalvon likaantumista ja tukkeutumista tapahtumaan. Prosessissa tukkeutuminen ilmenee veden virtauksen hidastumisena ja/tai suolojen läpipääsynä.

Esikäsitteilyn laajuus ja tyyppi riippuvat kalvotyypistä, käsiteltävän veden fysikaalis-kemiallisista ominaisuuksista sekä toimintaolosuhteista (puhdistetun veden määrän suhteesta syötetyn veden määrään, käyttöpaineesta jne.). Onttokuitulaitteisto vaatii veden korkeatasoisen esikäsitteilyn (sameus<0,5; SS<0,5 mg/l). Sen sijaan rullattulle kalvolaitteistolle riittää keskinkertainen esikäsitteily (sameus<1; SS<1 mg/l). Veden esikäsitteilyn tulisi olla riittävän tehokas, jotta käänteisosmoosilaitteistoa ei tarvitsisi pestä useammin kuin kerran kuukaudessa.

Yleensä esikäsitteilymenetelminä käytetään suodatusta tai kolloidisen materiaalin koagulaatiota. Mikro-suodatin on hyvä vaihtoehto klassisille suodattimille suspendoituneen aineksen, mikro-organismien ja kolloidisen aineksen poistamisessa. Joskus myös ultrasuodatusta käytetään esikäsitteily-yksikkönä. Ultrasuodatus tuottaa erittäin korkealaatuista vettä, mutta sen käyttökustannukset ovat korkeammat kuin tavanomaisissa esikäsitteilymenetelmissä.

Kiintoaineen ym. kalvoille vahingollisten aineiden poistamisen lisäksi joudutaan vedelle usein suorittamaan pH:n säätötoimenpiteitä. Optimi pH-arvo on välillä 5-6. Tarkoituksena on kalvomateriaalin suojeleminen syöpymiseltä sekä saostumiselta. Lisäksi saostumisen estoaineet ovat usein välttämättömiä kalvon likaantumisen ja tukkeutumisen vähentämiseksi. Myös kalvomateriaaleille soveltuvia eliöntorjunta-aineita voidaan käyttää kalvoissa tapahtuvan biologisen kasvun kontrolloimisessa.

### Jälkikäsitteily

Käänteisosmoosissa puhdistetulle vedelle on suoritettava tarpeelliset jälkikäsitteilytoimenpiteet johtuen lähinnä veden alhaisesta pH-arvosta. Näin pyritään estämään jakeluputkistojen syöpyminen. Veden pH-arvoa nostetaan lisäämällä veteen esim. kalkkia, natriumhydroksidia tai natrium(vety)karbonaattia. Kaasunpoisto voi lisäksi olla



tarpeen prosessissa syntyvien kaasujen poistamiseksi (esim.  $\text{CO}_2$  ja  $\text{H}_2\text{S}$ ). Vesi voi myös vaatia desinfiointin.

### Puhdistus

Kalvotekniikalla toimivissa laitoksissa liittyy systeemiin kiinteästi puhdistusprosessi. Onttokuitulaitteistoille ja rullatuille kalvolaitteistoille soveltuu vain kemiallinen puhdistus; putkilaitteistoille ja lautaslaitteistoille sen sijaan voidaan käyttää myös mekaanista puhdistusta. Tietyille kalvomateriaalille soveltuvista puhdistusliuoksista antavat kalvolaitteistojen valmistajat ohjeita.

Käänteisosmoosilaitteisto vaatii puhdistusta, kun:

- suolojen läpipääsy kasvaa 15 %:lla tai sen yli,
- paineenalennus kasvaa yli 20 %:lla,
- syöttöpainevaatimus kasvaa 20 %:lla,
- puhdistetun veden virtaus pienenee tai kasvaa 5 %:lla,
- likaantuminen ja saostuminen on ilmeistä.

Riippuen kalvon tukkeutumisen asteesta saattaa sen kemiallinen elvyttäminen olla joskus tarpeen. Sen suorittamisesta ja tarvittavista kemikaaleista antavat kalvon valmistajat ohjeita.

#### 7.4.6 Kustannukset

Kalvotekniikoita pidetään yleensä melko kalliina menetelminä pelkkään nitraatin poistoon, mutta jos vedessä on nitraatin lisäksi muita saastuttavia tekijöitä, korkea suolapitoisuus tai korkea liuenneiden epäorgaanisten aineiden kokonaismäärä, voivat kalvotekniikat olla käytännöllisiä ja taloudellisiakin menetelmiä.

Verrattuna ioninvaihtoon on käänteisosmoosissa kemikaalien kulutus hyvin vähäistä. Käyttökustannukset ovat käänteisosmoosilaitteistossa 2-5 -kertaa suuremmat kuin ioninvaihdossa (Sorg 1980).

Laitoksen rakennus- ja käyttökustannukset muodostavat suurimman investointierän. Kalvojen elinikä ja oikea esikäsittely sekä käänteisosmoosissa syntyvä suuri jätevesimäärä vaikuttavat myös omalta osaltaan kustannusten suuruuteen. Nykyaikaisen kalvon elinikä saattaa olla 5-8 vuotta käytettäessä oikeaa veden esikäsittelyä. Kustannuksia kasvattavat myös jälkikäsittelytoimenpiteet.

#### 7.4.7 Soveltuvuus

Nitraatin poistotehokkuus käänteisosmoosissa riippuu käytettävästä paineesta. Esimerkiksi vesilaitoksella, jossa käytetty paine on 30 bar, saadaan 85 % nitraatista poistettua; 60 bar paineella poistuma kasvaa 95 %:iin (Vigneswaran 1989).

Käänteisosmoosilla saavutettava vesimäärän muuntosuhde raakavedestä puhtaaksi vedeksi riippuu raakaveden koostumuksesta ja sen esikäsittelymenetelmästä. Pienissä laitoksissa, joiden kapasiteetti on vain muutamia kuutiometrejä tunnissa, jopa 50 %

raakavedestä voidaan joutua poistamaan hylkyveden mukana. Suuremmissa laitoksissa, joissa on kehittyneempi esikäsittely, vain 10-25% vedestä on hylkyvettä (Burke 1991).

Yleisesti voidaan sanoa, että käänteisosmoositekniikka soveltuu hyvin suomalaisille vesille (Roos ym. 1976). Veden lämpötilan vaikutus on kuitenkin varsin huomattava. Viileä vesi virtaa kalvon läpi hitaammin ja kasvattaa näin tietyn virtauksen ylläpitämiseksi tarvittavaa kalvojen määrää (Amjaz 1993). Veden lämpötilan aleneminen heikentää myös puhdistustulosta; 5 asteisen veden puhdistusteho on 1,96-kertaa huonompi kuin 25 asteisen veden (Roos ym. 1976). Suomessa pohjavesien lämpötila on 4-7 °C.

### **Käänteisosmoosin edut**

- energian kulutus on vähäinen
- nitraatin poiston yhteydessä poistuu myös muita haitallisia aineita
- kompaktit laiteratkaisut
- helppokäyttöinen
- usein vanhoja puhdistamorakennuksia voidaan käyttää hyväksi käänteisosmoosilaitteistoja sijoitettaessa.

### **Käänteisosmoosin rajoitukset**

- korkeat hankintakustannukset
- veden lämpötilan vaikutus puhdistustulokseen ja tarvittavaan kalvopinta-alaan
- esikäsittely on välttämätön
- veden jälkikäsittely on usein tarpeen mm. jakeluverkoston korroosion estämiseksi
- prosessissa syntyy suuri määrä hylkyvettä.

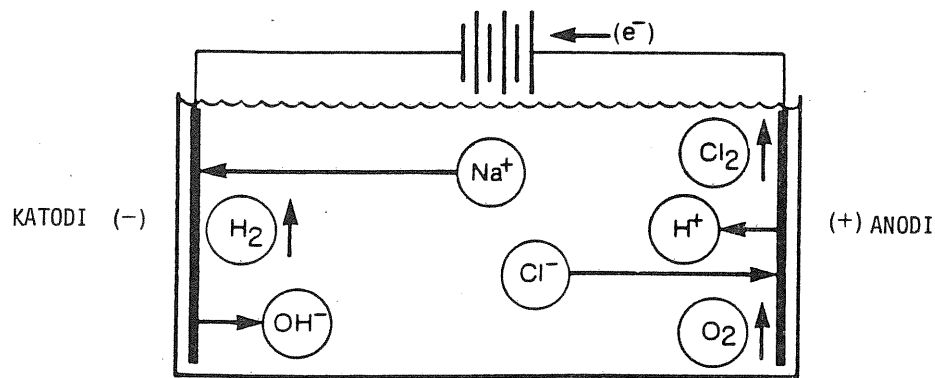
Nitraatin poisto kalvoprosesseja käyttäen ei johda vaikeisiin ongelmiin, jos hylkyvesi-ongelma voidaan järjestää ja mikäli saavutettava puhdistetun veden laatu on riittävä.

Mm. Ruotsissa on testattu käänteisosmoosin soveltuvuutta nitraatinpoistoon. Käytetyt kalvot olivat B-9 (Du Pont) 2,5 MPa ja FilmTec 0,6 MPa matalapaineisena kalvona. Pohjaveden nitraattipitoisuus saatiin ensimmäisellä kalvolla alenemaan arvosta 56 mg/l arvoon 2 mg/l ja jälkimmäisellä kalvolla arvoon 3 mg/l. Lämpötilalla todettiin olevan huomattava vaikutus käänteisosmoosin toimintaan suhteessa vaadittavaan kalvon pinta-alaan (Ericsson 1987).

## **7.5 Elektrodialyysi**

### **7.5.1 Yleistä**

Elektrodialyysi on käänteisosmoosin ohella kalvotekniikka, jonka yleisin käyttöalue on suolanpoisto. Tämän lisäksi sitä sovelletaan myös useissa juomaveden ja jäteveden käsittelyprosesseissa sekä teollisuudessa. Nitraatin poistoa koskevien kirjallisuusmainintojen vähyyden vuoksi käsitellään seuraavassa elektrodialyysiä lähinnä vain yleiseltä kannalta.



Kuva 20. Sähkövirran vaikutus varaukselliseen liuokseen (American Water Works Association 1990).

Elektrodialyysi on fysikaalinen prosessi, jossa ionit kulkevat puoliläpäisevien kalvojen läpi laimeammasta liuoksesta vahvempaan sähkövirran vaikutuksesta. Kuten muutkin kalvomenetelmät on myös elektrodialyysi seurausta periaatteessa kolmen osa-alueen vuorovaikutuksesta: kalvon, energian ja väliaineen. Elektrodialyysia kuvaa pääasiallisesti kaksi parametria: permeabiliteetti eli läpäisevyys ja selektiivisyys.

Jos ioneja sisältävään nesteeseen (esim. NaCl-liuos, kuva 20.) lisätään sähköinen kenttä kahden elektrodin välille, niin sähköinen kenttä pakottaa ionit ryhmittymään uudelleen; anionit lähtevät liikkeelle kohti positiivisesti varautunutta elektrodia eli anodia ja kationit kohti negatiivisesti varautunutta katodia. Ellei mikään estä niiden liikettä, menettävät ionit varauksensa vastakkaisen merkkisellä elektrodilla, ja tapahtuu elektrolyysi.

### 7.5.2 Elektrodialyysin kehitys

Vuonna 1940 Mayer ja Strauss suunnittelivat moniosastaisen elektrodialyysilaitteiston, jossa oli ioniselektiiviset kalvot. Ionics, Inc. keksi ioneja läpäisevän kalvon vuonna 1948 ja se johti klassisen elektrodialyysiprosessin kehittämiseen. Kaupallinen myynti aloitettiin vuonna 1954. 1970-luvun alkupuolella esiteltiin elektrodialyysistä uusi versio nk. vaihtuvasuuntainen elektrodialyysi, jossa elektrodien varaus vaihdetaan tietyn ajanjakson välein. Tällä tavoin pyritään estämään erotuskalvojen polarisoituminen ja kiintoaineen kerääntyminen niiden pinnalle.

### 7.5.3 Elektrodialyysissä käytettävät kalvot

Elektrodialyysissä käytettävät kalvot ovat periaatteessa anionisia ja kationisia ioninvaihtohartseja läpikuultavien muovikalvojen muodossa. Niitä kutsutaankin anioni- ja kationikalvoiksi. Kalvojen lujittamisessa on käytetty synteettisiä kuituja. Kalvot ovat suorakulmion muotoisia ja niitä valmistetaan eri kokoisia.

Anionin läpäisevät kalvot ja kationin läpäisevät kalvot sijoitetaan elektrodialyysissä peräkkäin kohtisuorasti yksisuuntaista sähkökenttää vastaan. Anioni-selektiivinen kalvo päästää lävitseen vain anionit ja vastaavasti kationi-selektiivinen kalvo vain kationit. Näiden positiivisten ja negatiivisten ionien kulku sopivien kalvojen läpi saa aikaan ionien poistumisen yhdestä laitteiston kennosta ja niiden konsentroitumisen toiseen.

Anioni- ja kationikalvoilla on useita yhteisiä ominaisuuksia; molemmat kalvot ovat mm. läpäisemättömiä paineelliselle vedelle, kestäviä biologista likaantumista vastaan, pitkäikäisiä, sietävät pH:n vaihtelua välillä 1-10, puolijäykkiä, liukenemattomia vesiliuoksiin ja lisäksi niiden sähkönvastus on alhainen.

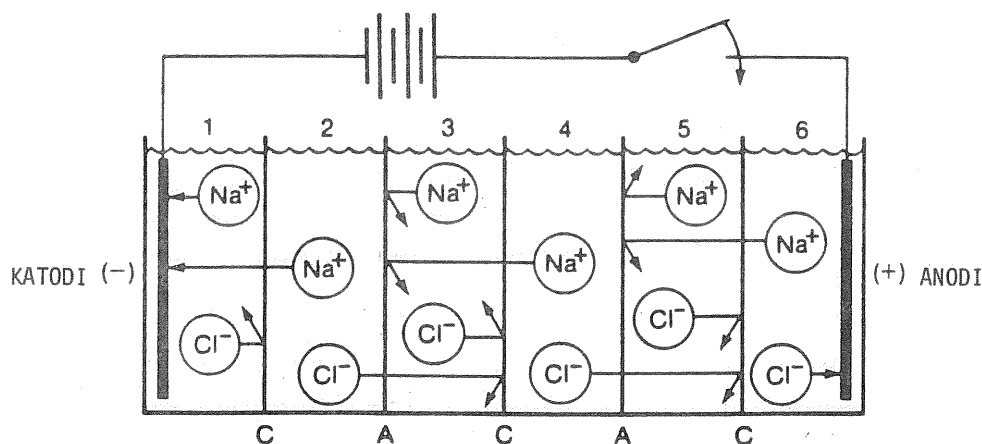
Välikappalettiivisteet erottavat kalvovevyt toisistaan. Sähköisen vastuksen minimoimiseksi, tulisi kalvojen välisen etäisyyden ts. kennojen välisen paksuuden olla mahdollisimman pieni, noin 200  $\mu\text{m}$ . Markkinoilla olevien välikappalettiivisteiden paksuus vaihtelee välillä 3 mm - 400  $\mu\text{m}$ . Nämä välikappalettiivisteet pitävät kalvon oikean muotoisena, kontrolloivat nesteen virtauksen jakautumista ja minimoivat rajakerroksen paksuuden ja siten rajoittavat hylkyveden polarisaation vaikutuksia.

Elektrodialyysissä puhdistettava vesi ei kulje kalvojen läpi kuten käänteisosmoosissa. Siten ionisoimattomat molekyylit erikoisesti orgaaniset yhdisteet sekä kolloidit, mm. kolloidinen piihappo ja mikro-organismit, jäävät jäljelle veteen elektrodialyysikäsitteilyn jälkeen. Tämä olisikin huomioitava esikäsitteilyä suunniteltaessa. Elektrodialyysissä käytettävät kalvot ovat myös käänteisosmoosikalvojen tapaan taipuvaisia saostumisen aiheuttamalle kemialliselle kulumiselle. Siten prosessi saattaa vaatia lisäksi saostumisen estoainetta tai happolisäyksen sekä jonkin ajan kuluttua puhdistuksen.

#### 7.5.4 Elektrodialyysilaitteisto

Elektrodialyysilaitteistossa on 100-1000 kennoyksikköä sijoitettu kahden elektrodin väliin. Kennoyksikkö koostuu anionin läpäisevästä kalvosta, ionien tyhjentymiskennosta, kationin läpäisevästä kalvosta ja ionien konsentroituimiskennosta. Kennoyksiköt ja elektrodit voidaan järjestää joko vaaka- tai pystysuoraan.

Veden syöttö tapahtuu 500-600 kPa:n paineella vuorotteleviin osastoihin anioni- ja kationikalvojen väliin. Veden virtaus kalvolle on tangentiaalista, kun taas ionit virtaavat kalvolle kohtisuorasti. Lisätyn tasavirran vaikutuksen alaisina anionit lähtevät liikkeelle kohti anodia ja kationit kohti katodia. Anionien kulun ennen niiden saapumista anodille pysäyttää kationi-selektiivinen kalvo. Ja vastaavasti tapahtuu kationeille, joiden kulun estää anioni-selektiivinen kalvo. Tämä ilmiö johtaa konsentroitujen hylkyvesi ja puhdasvesi osastojen muodostumiseen. Osastosta, johon syöttövesi lisätään, tulee puhdasvesiosasto. Sieltä puhdistettu vesi johdetaan edelleen ulos. Hylkyvesi poistetaan omasta osastostaan (kuva 21).



Kuva 21. Elektrodialyysilaitteisto (American Water Works Association 1990).

Elektrodialyysin toiminta on riippuvainen syöttöveden ionikonsentraatiosta sekä halutusta puhdistetun veden määrästä ja laadusta. Kun nämä tekijät tunnetaan voidaan yksikön koko määrittää ja kalvolaitteisto suunnitella. Elektrodialyysilaitteisto olisi suunniteltava erikseen jokaista sovellutusta varten.

### 7.5.5 Elektrodialyysiprosessi

Elektrodialyysillä saavutettava suolanpoistomäärä on 40-66 % prosessiyksikköä kohti. Paremman tuloksen saavuttamiseksi rakennetaan elektrodialyysiprosessit useampi-vaiheisiksi.

#### Esi- ja jälkikäsittely

Moitteettoman toiminnan saavuttamiseksi, vaatii elektrodialyysi, kuten muutkin kalvoprosessit, veden esikäsittelyn. Mm. vedessä olevat suspendoituneet, kolloidiset tai eloperäiset ainekset sekä saostumia aiheuttavat suolat voivat saada aikaan ongelmia elektrodialyysikäsittelyssä. Laitteiston ohuet osastot ja kapeat monilukuiset kanavat tukkeutuvat niiden läpi virtaavista suspendoituneista partikkeleista. Kolloidisilla ja orgaanisilla aineilla on taipumusta "myrkyttää" elektrodialyysikalvot. Niiden kerääntyminen ja saostuminen kalvon pinnalle kasvattavat elektrodialyysilaitteiston sähkön resistanssia ja vähentävät ionien virtausta. Tämä vahingoittaa ajan kuluessa kalvon rakennetta.

Syöttövesi vaatii esikäsittelyn, jos se sisältää vapaata klooria yli 0,5 mg/l, rautaa yli 0,3 mg/l, rikkivetyä yli 0,3 mg/l tai mangaania yli 0,1 mg/l ja jos veden sameus on yli 2,0 NTU. Esikäsittely käsittää yleensä epäorgaanisten ionien hapettamisen ja sitä seuraavan suodatuksen syntyvien liukenemattomien ainesten poistamiseksi. Kun syöttövesi sisältää kolloideja, detergenttejä, orgaanisia hajoamistuotteita jne., on selkeyttäminen tarpeen esim. koagulaatiota, flokkulaatiota tai suodatusta käyttäen. Orgaaninen likaantuminen voidaan välttää käyttämällä aktiivihiilisuodatusta, kun sameus on yli 2,0 NTU. Biologinen likaantuminen voidaan estää lisäämällä raakaveteen klooria. Kloori on kuitenkin poistettava ennen veden johtamista kalvolaitteistolle, koska suuret klooripitoisuudet vaikuttavat kalvojen ja elektrodien materiaaleihin niitä huonontavasti. Hyvä steriilisyys voidaan saavuttaa myös käyttämällä muita aineita kuten natriumatsidia.

Liuos, joka sisältää merkittäviä määriä kalsium- ja natriumkarbonaattia, aiheuttaa todennäköisesti saostumista anionikalvoissa. Tällöin veden happamuutta olisi lisättävä. Kalsiumsulfaatilla kyllästynyt vesi taas vaatii pehmentämisen ennen käsittelyä elektrodialyysilaitteistossa.

Koska veden pH alenee anionikalvon polarisaation takia, voi pH:n nosto jälkikäsittelytoimenpiteenä olla joissakin tapauksissa tarpeen. Veden desinfiointi esimerkiksi kloorausta käyttäen voi myös tulla kyseeseen.

## Puhdistus

Huolimatta hyvistä toimintaolosuhteista ja laitteiston hoidosta, pienee elektrodialyysilaitteiston tehokkuus ajan kuluessa. Tämä on selvästi havaittavissa laitteiston läpi kulkevan sähkövirran pienenemisenä.

Elektrodialyysilaitteiston puhdistamisessa pidetään kemiallista puhdistusta yleisesti hyvänä menetelmänä. Siinä laite pestään vuorottelevilla happo- ja emäsluoksilla. Jos vedessä on orgaanista ainesta, voi entsyymien käyttö olla tarpeen.

Levien ja mikro-organismien kasvua laitteistossa saattaa esiintyä pitkien lepojaksojen jälkeen tai, kun veden steriilisyys ei ole hyvä. Koska kalvot, välikappalettiivisteet ja elektrodit ovat yksinkertaisesti kiinnitetty yhteen elektrodialyysilaitteistossa, on ne helppo purkaa erilleen perusteellista puhdistusta varten. Päinvastoin kuin joissain muissa kalvoprosesseissa, voidaan elektrodialyysikalvot myös harjata vahinkoa aiheuttamatta. Biologisen likaantumisen ja tukkeutumisen ollessa kysessä, on pääongelmana kanavien, putkien ja venttilien puhdistaminen.

### 7.5.6 Kustannukset

Jos vedessä on nitraatin ohella muita lika-aineita tai korkea liuenneen epäorgaanisen aineen kokonaismäärä, voi elektrodialyysi käänteisosmoosin ohella olla käyttökelpoinen ja taloudellinenkin menetelmä.

Elektrodialyysin kustannukset muodostuvat vastaavalla tavalla kuin käänteisosmoosissa. Energian kulutus poistettaessa nitraattia riippuu pääasiassa raakaveden koostumuksesta sekä laitteiston kapasiteetista. Yleensä nitraatin poisto vaatii energiaa 0,2-0,5 kWh/m<sup>3</sup>.

### 7.5.7 Soveltuvuus

#### Elektrodialyysin edut

Seuraavat tekijät puoltavat elektrodialyysin käyttöä nitraatin poistossa:

- matala energian kulutus
- korkea veden muuntosuhde syöttövedestä puhtaaksi vedeksi, jopa 99%
- melko hyvä nitraatin selektiivisyys.

Tyypillisesti nämä seikat suosivat elektrodialyysin käyttöä yli 20 m<sup>3</sup>/h virtaamilla (Burke 1991).

#### Elektrodialyysin rajoitukset

Elektrodialyysin pääasialliset rajoitukset johtuvat seuraavista seikoista:

- täydellinen suolojen poisto mahdotonta
- käsitellyn veden korkea hinta, joka kasvaa jyrkästi syöttöveden liuenneen epäorgaanisen aineen kokonaismäärän myötä
- esikäsitellyn välttämättömyys

- käyttörajoitukset: elektrodialyysikalvoilla, joilla on sama kemiallinen koostumus kuin ioninvaihtohartseilla, on myös samat rajoitukset; erityisesti herkkyys hapettaville aineille ( $\text{Cl}_2 < 0,1 \text{ mg/l}$ ) ja riski anionikalvon myrkyttymiselle.

Tarkasteltaessa veden muuntosuhdetta on elektrodialyysi ioninvaihdolle veratailukelpoinen menetelmä. Jatkuvatoimisuudessa ja samanaikaisessa muiden aineiden poistossa ovat elektrodialyysi ja käänteisosmoosi hyvin samankaltaisia kuitenkin sillä erotuksella, että elektrodialyysi poistaa vedestä vain varaukselliset aineet. Sähköisesti neutraalit ainekset kuten useimmat orgaaniset aineet eivät siis poistu. Käänteisosmoosilla käsitelty vesi onkin puhtaampaa kuin elektrodialyysillä saatava vesi.

Sähkön käyttö erottavana voimana tekee elektrodialyysin sen rajoituksista huolimatta soveltuvaksi monenlaisiin puhdistustarpeisiin. Lisäksi, koska järjestelmässä ei ole merkittävää massan ja energian pidättelyä, voidaan se käynnistää ja pysäyttää tarpeen mukaan. Jos ohjausparametrit on valittu huolellisesti, voidaan laitteistoa käyttää pitkiä aikoja ilman minkäänlaisia ongelmia.

## 8 YHTEENVETO

### 8.1 Selvityksen lähtökohta

Ihmistoimintojen haitalliset vaikutukset ovat viime vuosikymmenien aikana alkaneet yhä selvemmin näkyä myös pohjavesiemme laadussa. Typen ja erityisesti nitraatin kohonneet pitoisuudet pohjavesissä ovat pääasiassa seurausta voimakkaasta maatalouden harjoittamisesta. Tämän monisteen tarkoituksena on ollut selvittää Suomen pohjavesien tilanne erityisesti nitraatin osalta sekä ulkomaisen kirjallisuuden avulla ottaa selvää käyttökelpoisista menetelmistä nitraatin poistamiseksi. Sekä Länsi-Euroopassa että mm. Yhdysvalloissa on nitraatin poisto-ongelmaan perehdytty jo useiden vuosien ajan. Tulevaisuudessa ongelman voidaan olettaa ainakin jossain määrin tulevan ajankohtaiseksi myös Suomessa. Suomessa nitraattia on tarkasteltu pohjavesien kannalta aikaisemminkin jonkin verran, mutta kuitenkin suhteellisen hajanaisesti. Eri nitraatin poistomahdollisuuksiin ei vielä tähän mennessä ole Suomessa perehdytty tarkemmin.

### 8.2 Nitraatin esiintyminen pohjavesissä

Pohjavesialueilla monet tekijät voivat aiheuttaa veden nitraattipitoisuuden kohoamista. Näitä ovat esimerkiksi maatalous, turkistarhat, lentokentät, kaatopaikat sekä jätevesien maahan imeyttäminen. Korkeat nitraattipitoisuudet ovat pääasiassa haja-asutusalueiden talokohtaisissa kaivoissa esiintyvä ongelma. Myös erällä pohjavedenottamoilla nitraattipitoisuuden on todettu kohonneen ja joitakin pohjavesialueita tai niiden osia on jouduttu tämän vuoksi poistamaan vedenhankintakäytöstä.

Vuosina 1990-93 suoritettun valtakunnallisen kaivovesitutkimuksen tarkoituksena oli kuvata haja-asutusalueella yksittäisistä kaivoista otettavan talousveden laatua. Tutkimuksessa veden terveydellinen laatu ei vastannut talousveden laatuvaatimuksia korkeista nitraattipitoisuuksista johtuen 11-13 %:ssa tutkituista kaivovesistä. Sisä-Suomen, Pohjois-Karjalan ja Pohjois-Suomen kaivovesien nitraattipitoisuudet oli selvästi suuremmat kuin rannikolla, mikä johtuu muun muassa maaperän hyvästä veden läpäisevyydestä, kaivojen sijoittamisesta lähelle likaavia kohteita ja kaivojen heikosta kunnosta.

Karjarakennusten lähellä sekä peltoalueilla olevien yksittäisten kaivojen nitraattipitoisuudet olivat korkeimmat vertailtaessa kaivon sijainnin vaikutusta veden laatuun. Tämä kuvaa selvästi lannoituksen ja karjarakennusten sekä korkeiden typpipitoisuuksien välistä yhteyttä. Koska talokohtaiset kaivot sijaitsevat yleensä varsinaisen pohjavesialueen ulkopuolella, niiden veden laatu ei edusta Suomen pohjaveden keskimääräistä laatua. Lisäksi kaivot sijaitsevat yleensä asumusten välittömässä läheisyydessä, jolloin vesi on alttiina likaantumiselle.

Tässä työssä kartoitettiin yhdyskuntien vedenhankinnassa käytetyt pohjavedenottamot, joissa esiintyy kohonneita nitraattipitoisuuksia. Pohjaveden kohonneen nitraattipitoisuuden rajana pidettiin selvityksessä 5 mg/l, joka on reilusti talousveden terveydellistä laatuvaatimusta alhaisempi. Se osoittaa kuitenkin jo selviä merkkejä nitraattisaastumisesta. Kartoitus suoritettiin vesilaitosrekisterin sekä vesi- ja ympäristöpiireille suunnatun kyselyn avulla.

Koko maan pohjavedenottamoista kohonneita nitraattipitoisuuksia oli 17 %:ssa. Ne olivat selvästi yleisempiä Etelä-Suomessa. Keskimääräistä enemmän kohonneita pitoisuuksia esiintyi Helsingin, Turun, Kymen, Keski-Suomen sekä Tampereen vesi- ja ympäristöpiirien alueella. Vähiten kohonneita nitraattipitoisuuksia esiintyi Oulun, Kainuun sekä Lapin vesi- ja ympäristöpiireissä.

Sosiaali- ja terveysministeriön päätöksessä esitetyn enimmäispitoisuuden (25 mg/l) ylittäviä ottamoita oli kaikkiaan 22 kappaletta. Tämä on 1,8 % kaikista pohjavesilaitoksista. Kyseisiltä ottamoilta pumpattava vesimäärä on kuitenkin yleensä pieni.

Nitraattiongelma on luonteeltaan erilainen yksittäisissä kaivoissa ja pohjavedenottamoilla. Pohjavedenottamoiden korkeat nitraattipitoisuudet painottuvat Etelä-Suomeen. Maan pohjoisosien pohjavesialueilla korkeita nitraattipitoisuuksia esiintyy hyvin vähän. Voimaperäisen maatalouden keskittyminen Etelä-Suomeen selittää osittain nitraattiongelman alueellisen jakautumisen. Hydrogeologisilla tekijöillä on kuitenkin suurempi merkitys. Etelä-Suomessa on piiloharjuja, joiden päällä pellot osittain sijaitsevat. Tällöin lannoitteet ovat alttiina pohjaveteen huuhtoutumiselle. Yksittäisissä kaivoissa kohonneet nitraattipitoisuudet ovat selvästi harvinaisempia rannikolla, missä pohjavettä suojaa tiivis savikerros.



### 8.3 Nitraatin poistomahdollisuudet pohjavedestä

Suomessa ei vielä tähän mennessä ole ollut merkittävää tarvetta turvautua nitraatin poistamiseen pohjavedestä. Kun pohjavedessä on ilmennyt sallitut raja-arvot ylittäviä nitraattipitoisuuksia, on toimintaa usein voitu jatkaa sekoittamalla korkeita nitraattipitoisuuksia sisältävän veden joukkoon vähä-nitraattista vettä. Jos tämä ei ole ollut mahdollista esimerkiksi taloudellisista syistä, on ko. kaivo jouduttu sulkemaan ja etsimään korvaavia pohjavesilähteitä. Tulevaisuudessa voi edessä kuitenkin olla tilanne, jossa uusia käyttökelpoisia pohjavesialueita ei enää löydy sopivalta etäisyydeltä. Tällöin veden saannin turvaamiseksi olisi alennettava pohjaveden nitraattipitoisuutta puhdistustoimenpitein.

Tässä selvityksessä on ulkomaalaisen kirjallisuuden pohjalta tarkasteltu neljää erityyppistä nitraatin poistoon soveltuvaa menetelmää: denitrifikaatiota, ioninvaihtoa, käänteisosmoosia ja elektrodialyysia. Denitrifikaatio on biologinen prosessi, jossa denitrifioivat bakteerit korvaavat hengityksessään anaerobisissa oloissa hapen nitraatilla saaden samalla aikaan nitraatin pelkistymisen typpikaasuksi. Alhaisen happipitoisuuden lisäksi denitrifikaatiobakteerien tehokas toiminta vaatii riittävästi ravinteita, sopivan lämpötilan ja pH:n. Denitrifikaation yhteydessä on veden huolellinen jälkikäsittely välttämätön purkuveteen jäävien bakteerien, ylimääräisen orgaanisen aineen sekä kiintoaineen poistamiseksi. Jälkikäsittely voidaan toteuttaa myös maaperässä. Biologisten toimintojen monimuotoisuuden vuoksi, on denitrifikaatio suhteellisen vaativa prosessi. Se soveltuukin parhaiten käytettäväksi suurehkoissa laitoksissa, joissa voidaan taata prosessin asiantunteva ja huolellinen ohjaus. Mm. Ranskassa, Saksassa ja Hollannissa on denitrifikaatio yleinen menetelmä nitraatin poistossa.

Kolme muuta tässä selvityksessä tarkasteltua menetelmää, eli ioninvaihto, käänteisosmoosi ja elektrodialyysi, ovat luonteeltaan fysikaalis-kemiallisia. Nitraatin poisto ioninvaihdon avulla perustuu kiinteän materiaalin kykyyn vaihtaa siinä sitoutuneena olevia ioneja veteen liuenneisiin ioneihin kuten nitraattiin. Vedessä olevat nitraatti-ionit vaihdetaan esimerkiksi anionimassassa oleviin kloridi-ioneihin ja, kun kaikki sopivat ionit massasta on käytetty vaihtoreaktioissa loppuun, palautetaan materiaalin ioninvaihtokyky regeneroimalla se kloridiliuoksella. Ongelmana tavallisissa ioninvaihtomassoissa on se, että massat suosivat yleensä enemmän esimerkiksi sulfaattia kuin nitraattia. Nykyään on kuitenkin markkinoilla nk. nitraatti-selektiivisiä hartseja, jotka suosivat vaihtoreaktioissa eniten nitraattia. Ioninvaihdon luonteesta johtuen nousee käsitellyn veden kloridipitoisuus jonkin verran. Menetelmän etuna on mm. sen helppo muunneltavuus erilaisten tarpeiden mukaan. Ioninvaihto soveltuu parhaiten käytettäväksi pienehköissä laitoksissa. Ioninvaihtoa käytetään nitraatin poistossa mm. Yhdysvalloissa, Englannissa, Ranskassa ja Ruotsissa. Erityisesti Euroopassa, jossa on pitkään pääpaino käsittelymenetelmien valinnassa ollut biologisissa menetelmissä, on ioninvaihdon käyttö yleistynyt viime vuosina.

Käänteisosmoosi ja elektrodialyysi perustuvat molemmat kalvotekniikan käyttöön veden puhdistamisessa. Käänteisosmoosissa käytetään hyväksi puoliläpäisevän kalvon läpi tapahtuvaa luonnollista osmoottista virtausta, joka on käännetty päinvastaiseksi paineen avulla. Käänteisosmoosissa keskeisenä tekijänä oleva puoliläpäisevä kalvo päästää lävitseen nesteen, mutta ei siihen liuenneita aineita. Käänteisosmoosista on kehitelty useita erilaisia laitteistoversioita, joista nykyään käytetään pääasiassa onttokuitulaitteistoa ja rullattua kalvolaitteistoa. Elektrodialyysissä käytetään myös puoliläpäisevää kalvoa, jonka läpi ionit kulkevat sähkövirran vaikutuksesta.

Elektrodialyysilaitteistossa on sijoitettu anionin läpäiseviä ja kationin läpäiseviä kalvoja vuorotellen kohtisuorasti sähkökenttää vastaan. Kalvojen väleihin muodostuu ionien virtauksen tuloksena hylkyvesi- ja puhdasvesiosastoja. Kalvotekniikoita pidetään yleensä melko kalliina menetelminä pelkkään nitraatin poistoon, mutta jos vedessä on nitraatin lisäksi korkea suolapitoisuus tai korkea liuenneiden epäorgaanisten aineiden kokonaismäärä, voivat kalvotekniikat olla taloudellisiakin menetelmiä. Suomen oloissa ne tulevat kuitenkin harvemmin kyseeseen.

Tämän selvityksen tekemisen aikana on tullut esiin tarve nitraatin poistomenetelmien tutkimiseen koelaitoksella myös Suomessa. Erityisesti denitrifikaatiota ja ioninvaihtoa voidaan pitää ensiarvoisen tärkeinä tutkimuskohteina tulevaisuutta ajatellen. Meidän olosuhteissamme erityispiirteinä tulisi tällöin huomioida matalat lämpötilat sekä melko pehmeät ja happamahkot vedet. Muualla Euroopassa on jo jouduttu turvautumaan erillisiin menetelmiin nitraatin poistamiseksi juomavedestä. Siksi asian tutkimuskin on siellä pidemmälle kehittynyttä.

## KIRJALLISUUS

- Amjad Z. (ed.). 1993. Reverse osmosis: membrane technology, water chemistry, and industrial applications. New York, Van Nostrand Reinhold. 399 p. ISBN 0-442-23964-5.
- American Society of Civil Engineers & American Water Works Association. 1990. Water treatment plant design. Crawford, H. B. & Cline, G. (eds.). 2nd edition. New York, McGraw-Hill, Inc. 598 p. ISBN 0-07-001542-2.
- American Water Works Association. 1990. Water quality and treatment, a handbook of community water supplies. Pontius, F. W. (tec. ed.). 4th edition. New York, McGraw-Hill, Inc. 1194 p. ISBN 0-07-001540-6.
- Andersen, L. J. & Morthorst, J. 1991. Pumping procedure for controlling the nitrate content in a water-supply well. Proceedings of the 18th International Water Supply Congress, SS 1-1 - SS 1-4.
- Apolinarski, M. & Roman, M. 1992. Technical and economical efficiency of some selected methods for nitrate removal from groundwater. Water Supply, vol. 10, no. 3, p. 65-70. ISSN 0735-1917.
- Audinos, R. & Vigneswaran, S. 1989. Electrodialysis. Vigneswaran, S. & Ben Aim, R. (eds.). Water, Wastewater, and Sludge Filtration. Boca Raton, Florida CRC Press, Inc. S. 191-223. ISBN 0-8493-6983-5.
- Boehler, E. & Haldenwang, L. 1992. The Nebio tube reactor process for nitrate removal from drinking water. Water Supply, vol. 10, no. 3, p. 71-77. ISSN 0735-1917.
- Braester, C. & Martinell, R. 1988. The Vyredox and Nitredox methods of in situ treatment of groundwater. Water Science and Technology, vol. 20, no. 3, p.149-163.
- Braester, C. & Martinell, R. 1988. Modelling of flow and transport in Vyredox and Nitredox subsurface treatment plants. Water Science and Technology, vol. 20, no. 3, p.165-172.
- Britschgi, R. 1989. Tutkimus peltolannoituksen vaikutuksesta pohjaveden kemialliseen koostumukseen. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 172 . 118 s. ISBN 951-47-2410-0. ISSN 0783-3288.
- Britschgi, R. 1993. Lentokenttäalueiden urean ja glykolin käytön vaikutus pohjaveteen. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 502. 46 s. ISBN 951-47-7368-3. ISSN 0783-3288.
- Britschgi, R., Hatva, T. & Suomela, T. 1993. Pohjavesialueiden kartoitus- ja luokitus-ohjeet. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja B 7. 58 s. ISBN 951-47-7409-4. ISSN 0786-9606.

- Britschgi, R. 1994. The effect of the use of urea and glycol on groundwater in the vicinity of certain Finnish airports. Helsinki. Future groundwater resources at risk. Suomen akatemian julkaisuja 4/94.
- Brown, R. H.(ed.), Konoplyantsev, A. A., Ineson, J. & Kovalevsky, V. S. 1972. Ground-water studies. An international guide for research and practice. Unesco. Paris. ISBN 92-3-100960-5.
- Burke, I. 1991. Eliminating nitrate from drinking water. *Water & Waste Treatment*, vol. 34, no. 11, p. 40,52.
- Chalupa, M. 1987. Information on national problems in connection with methods of removal of nitrates from drinking water. The Water Association of Finland, The National Board of Waters and Environment, The University of Kuopio. International symposium on groundwater microbiology; problems and biological treatment, Kuopio 4-6 August 1987.
- Clifford, D. & Liu, X. 1993a. Ion exchange for nitrate removal. *Journal of American Water Works Association*, vol. 85, no. 4, p. 135-143. ISSN 0003-150X.
- Clifford, D. & Liu, X. 1993b. Biological denitrification of spent regenerant brine using a sequencing batch reactor. *Water Research*, vol. 27, no. 9, p. 1477-1484.
- Clifford, D. A. & Weber, W. J. Jr. 1978. Nitrate removal from water supplies by ion exchange. EPA-600 /2-78-052, U.S. EPA, Cincinnati.
- Degremont, Water and the environment. 1991. *Water treatment handbook*, 2 vol. 6. edition. Paris, Lavoisier Publishing. 1459 p. ISBN 2-9503984-1-3.
- Deguin, A., Perot, J. & Nauleau, F. 1992. Nitrate removal by ion exchange with the nitracycle process. *Water Supply*, vol. 10, no. 3, p. 161-172. ISSN 0735-1917.
- Ericsson, B. 1987. Nitrate removal in raw water. *Water Supply*, vol. 5, nos. 3/4, p. SS10-18 - SS10-20. ISSN 0735-1917.
- Green, M., Tarre, S., Schnizer, M., Bogdan, B., Armon, R. & Shelef, G. 1994. Groundwater denitrification using an upflow sludge blanket reactor. *Water Research*, vol. 28, no. 3, p. 631-637.
- Gustafsson, J. 1995. Liukkaudentorjunta-aineiden vaikutuksesta pohjaveteen Helsinki-Vantaan lentoasemalla. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 616. ISBN 951-53-0042-8. ISSN 0783-3288. 31 s.
- Hakkola, H. & Puustinen, M. 1990. Peltoviljelystä aiheutuvan vesistökuorman vähentäminen. *Julk: Maatalouden vesiensuojelu*, Oulun vesistötutkimuspäivät 3. - 4.4.1990. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 245. s. 87 - 98. ISBN 951-47-3023-3. ISSN 0783-3288.

- Hatva, T. & Lahermo, P. 1990. Maatalouden vaikutukset pohjavesiin ja haittojen torjunta. Julk: Maatalouden vesiensuojelu, Oulun vesistötutkimuspäivät 3. - 4.4.1990. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 245. s. 61 - 68. ISBN 951-47-3028-3. ISSN 0783-3288.
- Helin, J. 1982. Turkistarhojen aiheuttama ainekuormitus pinta- ja pohjavesiin. Helsinki. Vesihallituksen monistesarja nro 140. 176 s.
- Hiscock, K. M., Lloyd, J. W. & Lerner, D. N. 1991. Review of natural and artificial denitrification of groundwater. Water Research, vol. 25, no. 9, p. 1099-1111. ISSN 0043-1354.
- Hoek, J. P. van der & Klapwijk, A. 1987. Nitrate removal from ground water. Water Research, vol. 21, no. 8, p. 989-997. ISSN 0043-1354.
- Hoek, J. P. van der, Ven, P. J. M. van der & Klapwijk, A. 1988. Combined ion exchange/ biological denitrification for nitrate removal from ground water under different process conditions. Water Research, vol. 22, no. 6, p. 679-684. ISSN 0043-1354.
- Hoek, J. P. van der, Kruithof, J. C., Schippers, J. C., Mulder, F. G. & Bennekom, C. A. van. 1991. Design, operation and maintenance of a 35 m<sup>3</sup>/h sulphur/limestone demonstration plant for nitrate removal from groundwater. Proceedings of the 18th International Water Supply Congress, SS 1-1 - SS 1-4.
- Hoek, J. P. van der. 1992. Advanced treatment processes and disposal: Nitrate removal (lecture notes). International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering, Netherlands.
- Hoek, J. P. van der, Kappelhof, J. W. N. M. & Hijnen, W. A. M. 1992. Biological nitrate removal from groundwater by sulphur/ limestone denitrification. Journal of chemical technology & biotechnology, vol. 54, no. 2, p. 197-200. ISSN 0268-2575.
- Howard, K. W. F. 1985. Denitrification in a major limestone aquifer. Journal of Hydrology, vol. 76, nos. 3/4, p. 265-280.
- Hyypä, J. 1987. Mitä pohjavesi on ? Julk: Pohjavesien mikrobiologia, Kuopion vesitutkimuspäivät 22. - 23.10.1986. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 13. s.7 - 31. ISBN 951-46-9642-5. ISSN 0783-3288.
- Hyypä, J. & Penttinen, H. 1992. Soranoton vaikutus pohjaveteen. Tutkimusraportti II. Tutkimustulosten tarkastelu ja johtopäätökset. Helsinki. Vesi- ja ympäristö hallituksen monistesarja nro 329. 143 s.

- Janda, V., Rudovsky, J., Wanner, J. & Marha, K. 1987. In-situ denitrification of drinking water. The Water Association of Finland, The National Board of Waters and Environment, The University of Kuopio. International symposium on groundwater microbiology; problems and biological treatment, Kuopio 4-6 August 1987.
- Jechlinger, G., Schöller, F., Seidelberger, F. & Zibuschka, F. 1992. Denitrification in situ. Water Supply, vol. 10, no. 3, p. 101-110.
- Juutinen, H. 1990. Muuttuva maatalous ja vesiensuojelu. Julk: Maatalouden vesiensuojelu, Oulun vesistötutkimuspäivät 3. - 4.4.1990. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 245. s. 15 - 18. ISBN 951-47-3028-3. ISSN 0783-3288.
- Kajosaari, E.(toim.) 1981. Vesihuolto RIL 124. Helsinki. Suomen Rakennusinsinöörien Liitto. 456 s.
- Kalliokoski, P., Sihvonen, K., Etula, A., Pärjälä E., Mälkki, E. & Suokko, T. 1987. Kaatopaikoilta liukenevat haitalliset yhdisteet ja niiden vaikutus pohjavesiin. Helsinki. Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnon-suojeluosaston sarja A/53/1986. 107 s. ISBN 951-46-9516-X. ISSN 0780-6795.
- Kappelhof, J. W. N. M., Hoek, J. P. van der & Hijnen W. A. M. 1992. Experiences with fixed-bed denitrification using ethanol as substrate for nitrate removal from groundwater. Water Supply, vol. 10, no. 3, p. 91-100. ISSN 0735-1917.
- Kaupunkiliitto, 1982. Pohjaveden suojelu. Helsinki. Kaupunkiliiton julkaisu B 93. 93 s. ISBN 951-759-173-X.
- Kemppainen, E. 1990. Karjanlannan käytöstä johtuvat haitat ja niiden torjunta. Julk: Maatalouden vesiensuojelu, Oulun vesistötutkimuspäivät 3. - 4.4.1990. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 245. s. 107 - 109. ISBN 951-47-3028-3. ISSN 0783-3288.
- Korhonen, L., Hedlund, M., Heinonen-Tanski, H., Martikainen, P., Salonen, L. & Taipainen. 1990. I-osa: Pohjaveden laatu. 46 s. II-osa: Pohjaveden käsittely. 64s. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 251. ISBN 951-47-3034-8. ISSN 0783-3288.
- Korkka-Niemi, K., Sipilä, A., Hatva, T., Hiisivirta, L., Lahti, K. & Alftan, G. 1993. Valtakunnallinen kaivovesitutkimus, Talousvedenlaatu ja siihen vaikuttavat tekijät. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 146. 228 s. ISBN 951-47-7567-8. ISSN 0786-9592.
- Korkman, J., Ijas, J., Pehkonen, A., Rekolainen, S., Valpasvuo-Jaatinen, P. & Tiilikkala, K. 1993. Hyvät viljelymenetelmät. Maaseudun ympäristö-ohjelman mukaiset viljelysuositukset. Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 1993:7. 31 s. ISSN 0781-6723.

- Kruithof, J. C., Passen, J. A. M. van & Schippers, J. C. 1987. Approach to nitrate problems in the Netherlands. Water Supply, vol. 5, nos. 3/4, p. SS 10-15 - SS 10-17. ISSN 0735-1917.
- Lahermo, P., Ilmasti, M., Juntunen, R. & Taka, M. 1990. Suomen Geokemian Atlas, osa I. Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoitus. Espoo. 66 s. ISBN 951-690-356-8.
- Lauch, R. P. & Guter, G. A. 1986. Ion exchange for the removal of nitrate from well water. Journal of American Water Works Association, vol. 78, no. 5, p. 83-88.
- Liessens, J., Germonpre, R., Beernaert, S. & Verstraete, W. 1993a. Removing nitrate with a methylophobic fluidized bed: technology and operating performance. 1993. Journal of American Water Works Association, vol. 85, no. 4, p. 144-154. ISSN 0003-150X.
- Liessens, J., Germonpre, R., Kersters, I. Beernaert, S. & Verstraete, W. 1993b. Removing nitrate with a methylophobic fluidized bed: microbiological water quality. 1993. Journal of American Water Works Association, vol. 85, no. 4, p. 155-161. ISSN 0003-150X.
- Littunen, I., Britschgi, R. & Gustafsson, J. 1995. Tarinaharjun golfkentän vaikutukset pohja- ja pintavesiin. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 615. ISBN 951-53-0041-X. ISSN 0783-3288. 23s.
- Lääkintöhallituksen yleiskirje nro 1977 / 1991. Talousveden terveydellisen laadun valvonta.
- Martikainen, P. 1987. Typen poisto pohjavedestä. Julk: Typen pitoisuus ja merkitys vesissä, Kuopion vesitutkimuspäivät 14. - 15. 10.1987. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 45. s. 103 - 109. ISBN 951-47-0255-7. ISSN 0783-3288.
- Matinvesi, J. 1993. Maatalouden kuormitus ja pohjavedet. Julk: Maatalouden ympäristökuormituksen vähentäminen, ympäristön tutkimuspäivät 26. - 27.10.1992, Kuopio. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 459. s. 11 - 21. ISBN 951-47-6724-1. ISSN 0783-3288.
- Mercado, A., Libhaber, M. & Soares, I. M. 1987. In situ biological groundwater denitrification: (II) concepts and preliminary field tests. The Water Association of Finland, The National Board of Waters and Environment, The University of Kuopio. International symposium on groundwater microbiology; problems and biological treatment, Kuopio 4-6 August 1987.
- Mälkki, E., Hedlund, M., Korhonen, L., Martikainen, P. & Mäkelä, J. 1988. Ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen. IV Turkistarhat. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 82. 78 s. ISBN 951-47-0297-2. ISSN 0783-3288.

- Mälkki, E., Sihvonen, K. & Suokko, T. 1987. Ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen. I Kaatopaikat. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 49. 66 s. ISBN 951-47-0260-3. ISSN 0783-3288.
- Mälkki, E., Sihvonen, K. & Suokko, T. 1987. Ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen. II Taimitarhat. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 50. 37 s. ISBN 951-47-0297-2. ISSN 0783-3288.
- Mälkki, E. & Soveri, J. 1986. Pohjavesi. Sovellettu hydrologia. s. 101 - 152. ISBN 951-95555-1-X. ISSN 0782-9612.
- Mälkki, E. & Soveri, J. 1986. Pohjavesi. Sovellettu hydrologia. Helsinki. S. 101-151. ISBN 951-95555-1-X. ISSN 0782-6912.
- Nixon, N. 1992. English water utility tackles nitrate removal. Water/ Engineering and Management, vol. 139, no. 3, p. 27-28. ISSN 0273-2238.
- Pohjavesialueiden merkintätyöryhmä. 1992. Pohjavesialuemerkinnot kaavoihin. Pohjavesialueiden merkintätyöryhmän mietintö. Helsinki. Työryhmän raportti 1/1992. Ympäristöministeriö, kaavoitus- ja rakennusosasto. 34 s. ISBN 951-37-0876-4. ISSN 0786-5252.
- Puolanne, J.(toim.), Pyy, O. & Jeltsch, U. 1994 Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostus-projekti; loppuraportti. Helsinki. Muistio 5/ 1994 Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto. 218 s. ISBN 951-47-4823-9. ISSN 0788-5911.
- Puustinen, M. 1987. Typpihaittojen vähentäminen maataloudessa. Julk: Typen pitoisuus ja merkitys vesissä, Kuopion vesitutkimuspäivät 14. - 15.10.1987. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 45. s. 87 - 101. ISBN 951-47-0255-7. ISSN 0783-3288.
- Pärjälä, E. 1987. Kaatopaikkojen vaikutus pohjaveden laatuun. Julk: Pohjavesien mikrobiologia, Kuopion vesitutkimuspäivät 22. - 23. 10. 1986. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 13. s. 83 - 89. ISBN 951-46-9642-5. ISSN 0783-3288.
- Pääatalo, P. 1988. Kokkolan vesi- ja ympäristöpiirin kehoitus Kaustisen kunnan Tanhuanpään vedenottamon muodostumisalueella olevien turkistarhojen siirtämisestä ja alueen siistimisestä. Julkaisematon. 4s.
- Richard, Y. & Thebault, P. 1992. Biological removal of nitrates -report on 7 years of operation and progress. Water Supply, vol. 10, no. 3, p. 151-160.
- Rijn, J. van & Rivera G. 1990. Aerobic and anaerobic biofiltration in an aquaculture unit - Nitrite Accumulation as a result of nitrification and denitrification. Aquacultural engineering, vol. 9, no. 4, p. 217-234.



- Rinne, K. & Matinvesi, J. 1990. Valumat pohjaveteen syksyllä tai keväällä kynnetyltä maalta. Maaseudun tulevaisuuden liite 29.5.1990.
- Roos, K., Salmi, V., Raatikainen, R & Tolvanen, J. 1976. Vesikirja. Insinööritoimisto Kaiko Oy. Uusi Kivipaino Oy. 251 p.
- Rott, U. & Lamberth, B. 1992. Subterranean denitrification for the treatment of drinking water. Water Supply, vol. 10, no. 3, p. 111-120.
- Rutten, P. & Schnoor, G. 1992. Five years' experience of nitrate removal from drinking water. Water Supply, vol. 10, no. 3, p. 183-190. ISSN 0735-1917.
- Rönkä, E., Soveri, J., & Hyypä, J. 1987. Pohjavesien typpipitoisuuksista. Julk: Typen pitoisuus ja merkitys vesissä, Kuopion vesitutkimuspäivät 14. - 15.10.1987. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 45. s.13 - 35. ISBN 951-47-0255-7. ISSN 0783-3288.
- Santala, E.(toim.) 1990. Pienet jäteveden maapuhdistamot. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja B1. 117 s. ISBN 951-47-3064-X. ISSN 0786-9606.
- Sarento, H.(toim.) 1992. Karjanlannan nitraatti pilaa tehotuottajamaiden juomavettä. Jäte ja ympäristö 4: 21, 26.
- Schippers, J. C. 1992. Advanced treatment processes and disposal: Reverse osmosis (lecture notes). International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering, Netherlands.
- Seppänen, H. 1981. Typen sekä raudan ja mangaanin biologinen poisto talousveden valmistuksessa. Vesitalous 5/1981, p. 4-9.
- Sibony, J., Ravarini, P. & Dernaucourt, J. C. 1992. Reuse of ion exchange denitration effluent: the Plaven water treatment plant. Water Supply, vol. 10, no. 3, p. 173-182.
- Soares, M. I. M., Belkin, S. & Abeliovich, A. 1987. Biological groundwater denitrification: laboratory studies. The Water Association of Finland, The National Board of Waters and Environment, The University of Kuopio. International symposium on groundwater microbiology; problems and biological treatment, Kuopio 4-6 August 1987.
- Sontheimer, H. & Rohmann, U. 1987. Nitrate removal. Water Supply, vol. 5, nos. 3/4, p. SS 10-1 - SS 10-5. ISSN 0735-1917.
- Sorg, T.J. 1980. Compare nitrate removal methods. Water & Wastes Engineering, december 1980, p. 26-31.
- Tarjan, T. 1989. Application of hydrogencarbonate cycle anion exchange for nitrate removal from water. Periodica Polytechnica, Chemical Engineering, vol. 33, nos. 3-4, p. 287-298. ISSN 0031-5311.

- Trudell, M. R., Gillham, R. W. & Cherry, J. A. 1986. An in-situ study of the occurrence and rate of denitrification in shallow unconfined sand aquifer. *Journal of Hydrology*, vol. 83, nos. 3/4, p. 251-268.
- Turkistarhojen vesiensuojeluohje. 1992. Ympäristöministeriö, Ympäristöhallinto, Suomen turkiseläinkasvattajain liitto ry, Kokkolan ja Vaasan vesi- ja ympäristöpiirit. 16 s. ISBN 951-47-7177-X.
- Vainio, E. 1984. Typpiyhdisteet maatalousalueiden kaivovesissä. Helsinki. Vesihallituksen monistesarja 1984:240. 62 s. ISBN 951-46-7982-2. ISSN 0358-7169.
- Vesi- ja ympäristöhallitus. 1991. Pohjavesialueiden suojelusuunnitelmat. Valvontaohje nro 65.
- Vesi- ja ympäristöhallitus. 1992. Vesihuoltolaitokset 31.12.1990. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja - sarja A 121. 479 s. ISBN 951-47-6748-9. ISSN 0786-9592.
- Vigneswaran, S. 1989. Reverse osmosis. Vigneswaran, S. & Ben Aim, R. (eds.). *Water, Wastewater, and Sludge Filtration*. Boca Raton, Florida CRC Press, Inc. S.139-158. ISBN 0-8493-6983-5.
- Yrjänä, E.-R. 1983. Esiselvitys korkeiden nitraattipitoisuuksien esiintymisestä pohjavesissä. Helsinki. Vesihallituksen monistesarja nro 156. 69 s.
- Åkerla, H., Hatva, T., Latostenmaa, H. & Sipilä, A. 1985. Esiselvitys typen kulkeutumisesta pohjavesiin peltoviljelyssä. Helsinki. Vesihallituksen monistesarja nro 335. 103 s. ISBN 951-46-8423-0. ISSN 0358-7169.



